

Auteurs Julie MAURIN (AFD),
Julien CALAS (AFD), Antoine GODIN (AFD),
Étienne ESPAGNE (Banque mondiale)

DÉCEMBRE
2022 | N° 12

Quels impacts socioécono- miques liés à la perte de biodiversité dans les scénarios de biodiversité mondiaux?

Policy Paper

Table des matières

Faits saillants	p. 4	5. Modélisation de trajectoires	p. 27
Introduction et motivations	p. 7	A – Modélisations des changements des facteurs directs et indirects de la perte de biodiversités	p. 28
1. Méthodologie de la revue de littérature	p. 11	B – Modèles de biodiversité	p. 30
		C – Détails sur les modélisations des services écosystémiques (SE)	p. 31
2. Le cadre conceptuel	p. 15	6. L'évaluation des résultats	p. 33
3. Élaborer un narratif de scénario	p. 19	Conclusion	p. 37
4. Hypothèses clés et paramètres quantifiés	p. 21	Bibliographie	p. 40
A – La quantification du produit intérieur brut (PIB)	p. 22	Liste des sigles et abréviations	p. 43
B – Panorama des politiques et des trajectoires potentielles par « secteurs »	p. 22		
C – Hypothèses d'effondrement	p. 26		

Résumé : Le présent document a pour objectif d'analyser et de comparer les différents scénarios quantitatifs et mondiaux établis en matière de biodiversité, afin de pouvoir réaliser une évaluation prospective des conséquences d'une perte de biodiversité. Plus globalement, nous proposons une revue de la littérature relative aux scénarios et aux modèles de biodiversité existants, ainsi qu'une évaluation des approches pouvant être adoptées par les chercheurs pour établir des scénarios d'impacts socioéconomiques liés à la biodiversité, et ce à chaque étape du processus : de la formulation du narratif à la quantification des impacts et des dépendances, en passant par l'évaluation des marges d'incertitude, en couvrant toutes les étapes depuis l'écosystème jusqu'aux actifs économiques et financiers.

Nous avons dégagé plusieurs constats clés. Premièrement, les scénarios de risques physiques quantitatifs et mondiaux sont quasi absents des études sélectionnées, aussi avons-nous choisi de nous concentrer sur les scénarios de transition en matière de biodiversité. Deuxièmement, nous avons constaté que la majorité des scénarios de transition écologique ont été élaborés en se conformant aux objectifs de conservation définis par la Convention sur la diversité biologique (CDB), même si les perspectives d'affectation des terres peuvent varier d'une étude à l'autre. Troisièmement, les trajectoires socioéconomiques partagées (*Shared Socio-economic Pathways* ou SSP) ainsi que les trajectoires d'émissions et de concentrations de gaz à effet de serre (*Representative Concentration Pathways* ou RCP), dont le but est d'évaluer les trajectoires socioéconomiques et climatiques, n'incorporent pas toutes les implications spatiales de leur hypothèse de croissance économique. Quatrièmement, il nous semble important de tenir compte des incertitudes inhérentes à ces modèles intégrés, ainsi que de l'incertaine efficacité des indicateurs de biodiversité, lesquels ne peuvent mesurer qu'une fraction de la biodiversité mondiale. Enfin, nous formulerons des recommandations visant à améliorer rapidement l'évaluation des impacts socioéconomiques.

Mots-clés : scénarios de biodiversité, impacts socioéconomiques liés à la biodiversité, modélisation de la transition écologique.

Remerciements : Nous souhaitons ici remercier les membres du comité de lecture, qui nous ont apporté une aide inestimable après la rédaction de la version préliminaire, notamment Benoit Faivre-Dupaigre (AFD), Hélène Soubelet (FRB) et Yoshihide Wada (IIASA). Merci également à Marcel Kok (PBL), Mathilde Salin (Banque de France) et Paul Hadji-Lazaro (AFD) pour les nombreux échanges que nous avons pu avoir avec eux sur ces sujets. En cas d'erreur potentielle subsistant dans le texte, les auteurs en assument l'entière responsabilité.

Faits saillants

- La Convention sur la diversité biologique (CDB), qui réunit 196 parties, a établi un « Cadre mondial de la biodiversité pour l'après 2020 » afin d'inverser la perte de biodiversité. Cet accord international définit 21 objectifs, notamment l'extension des aires protégées (AP) à au moins 30 % de la surface de la planète d'ici 2030, afin de permettre le rétablissement des écosystèmes naturels à l'horizon 2050.
- Ces objectifs répondent à une volonté de « vivre en harmonie avec la nature » conformément à la « Vision 2050 » formulée par la CDB.
- Les scénarios de biodiversité constituent un aspect crucial pour pouvoir atteindre ces objectifs, dans la mesure où ils nous permettent de mieux comprendre leurs conséquences socioéconomiques.

Il paraît cependant nécessaire d'améliorer les processus de formulation des scénarios à plus long terme afin de pouvoir analyser les interactions entre biodiversité et économie ; les travaux en ce sens doivent commencer au plus vite.

- En effet, on constate que les **scénarios physiques** évaluant les changements de la biodiversité **sont quasi absents** de cette littérature. En ce sens, il paraît urgent d'approfondir les recherches afin de mieux identifier les caractéristiques temporelles et spatiales des changements de régime et des points de bascule des écosystèmes.
- **Aucun narratif parmi les scénarios de transition** identifiés dans cette revue de la littérature **n'aborde la question des limites planétaires, de potentiels changements de régime des écosystèmes ou de points de bascule**. C'est pourquoi nous recommandons d'intégrer les conséquences du changement climatique et de la perte de biodiversité dans les trajectoires socioéconomiques partagées (SSP).

- Afin d'**identifier les secteurs présentant le plus d'opportunités d'innovation potentielle** face à des chocs physiques ou de transition, une solution serait de combiner les modèles d'évaluation intégrée (IAM) aux bases de données EE-MRIO. Pour que cette analyse soit correcte, cependant, il **est impératif** pour ces modèles **d'affiner leur granularité au niveau des secteurs et des sous-secteurs**.
- **De manière générale, ces modèles doivent** être mieux liés entre eux pour permettre d'identifier et d'expliquer les relations et les effets de rétroactions essentiels entre les différents éléments des systèmes économiques et des systèmes écologiques associés. En effet, **deux boucles de rétroaction** doivent être ajoutées aux exercices de modélisation existants, correspondant aux conséquences sur l'activité économique des pertes de biodiversité et d'écosystèmes.
- Par ailleurs **les dynamiques de la biodiversité et des services écosystémiques (SE) doivent rétroagir sur les narratifs**. Dans les narratifs, il convient en effet de prendre en compte et de relativiser le caractère exogène de certaines variables du modèle (comme le PIB et les RCP) afin de souligner les interactions entre économie et biodiversité.

Dans le même temps, il serait envisageable, à court terme, d'adopter les mesures suivantes afin de mieux analyser les impacts socioéconomiques résultant de la « Vision 2050 » définie par la CDB.

- **multiplier les stratégies de collecte de données, de publication en libre accès et de distribution**, y compris les données non-conventionnelles, **afin d'alimenter les modèles futurs** tout en garantissant la reproductibilité des analyses, la transparence de leur contrôle qualité, ainsi que le respect des droits sur les données.

- **utiliser le cadre ESGAP (*Environmental Sustainability Gap*, soit l'indicateur de distance à l'atteinte de la soutenabilité environnementale) pour l'élaboration de scénarios physiques** afin de déterminer si les pays se rapprochent ou s'éloignent d'un espace de fonctionnement sûr pour leur économie, et identifier par la même occasion tout point de bascule potentiel.
 - adapter les travaux récents **sur l'analyse des risques de transition** en matière de changement climatique **en comparant les secteurs dépendant de la biodiversité ou impactant la biodiversité** dans un pays donné avec le même secteur d'un pays présentant le même type de biome; et
 - inviter les banques centrales **à contribuer aux recherches actuelles menées par le groupe de travail sur les scénarios de biodiversité du Réseau pour le verdissement du système financier (NGFS)** et les banques publiques de développement **à de prendre part à l'élaboration du cadre de la TNFD (*Taskforce on Nature-related Financial Disclosures*, soit la mission pour l'évaluation et la transparence des risques financiers liés à la nature) et tester ce cadre sur leur portefeuille d'activités.**
-

Introduction et motivations

Les activités humaines aggravent la dégradation de la biodiversité sur l'ensemble de la planète, à une vitesse sans précédent dans l'histoire de l'humanité, alors que la biodiversité constitue le socle même de la vie sur notre planète (Brondizio *et al.*, 2019). En effet, la biodiversité désigne la variété d'organismes vivants présents dans un écosystème terrestre ou aquatique, ainsi que les complexes écologiques qui leur sont associés. Ce concept englobe la diversité génétique, la diversité des espèces, la diversité des écosystèmes, ainsi que les interactions au sein et entre chacun de ces niveaux de diversité.

Les pressions anthropiques sur la biodiversité peuvent être de nature directe (changement d'utilisation des terres, consommation des ressources naturelles, pollution, introduction d'espèces invasives, changement climatique) ou indirecte (démographie, économie, technologie, gouvernance). Par ailleurs, le déclin de la biodiversité a des impacts graves et fréquemment irréversibles sur les services écosystémiques (SE), lesquels désignent les contributions des écosystèmes à la survie des êtres humains et à leur qualité de vie. Dans la mesure où différentes industries dépendent de ces services dans le cadre de leur production, les impacts économiques provoqués par une perte de biodiversité peuvent être au moins aussi forts que ceux générés par le changement climatique, d'autant plus qu'ils interagissent avec ces derniers et présentent ensemble des impacts cumulés (Bradshaw *et al.*, 2021 ; section 1 dans Pörtner *et al.*, 2021 ; Chenet *et al.*, 2022). En affectant le portefeuille d'institutions financières investis dans ces industries, ces impacts économiques pourraient ainsi menacer l'ensemble du système financier.

De même que dans le contexte du changement climatique, on peut distinguer deux types de risques financiers liés à la biodiversité. Les risques physiques, d'une part, apparaissent lorsqu'une perte de biodiversité affecte le capital humain et l'activité économique. Ces pertes conduisent à des dynamiques non-linéaires de perte de services écosystémiques. Les industries les plus touchées seront celles qui dépendent fortement de ces services au sein de leur chaîne de valeur, que cela soit de façon directe ou indirecte. Par exemple, le

secteur agricole repose grandement sur le service de pollinisation, qui est déterminant pour le rendement des cultures, et par conséquent pour les profits et les emplois générés de façon directe ou indirecte par ce secteur. À l'inverse, il est possible d'identifier des opportunités physiques en recherchant, au sein de ces secteurs économiques présentant de fortes dépendances, les pratiques qui permettraient de réduire les dépendances aux services écosystémiques ou de maintenir l'apport de ces services.

Les risques de transition, d'autre part, peuvent avoir pour origine des changements politiques, les préférences ou les comportements des consommateurs, ainsi que des bouleversements technologiques destinés à réduire l'impact des activités humaines sur la biodiversité. On considère ici que les entreprises avec un impact négatif considérable sur la biodiversité ont davantage de chances d'être affectées par un choc de transition lié à la biodiversité qu'une entreprise avec moins d'impact (c'est-à-dire une entreprise du même secteur ou d'un secteur différent dont les pratiques seraient moins nuisibles). Par exemple, le fait d'imposer une réglementation plus stricte sur les produits importés issus de la déforestation aura pour effet de limiter les capacités de croissance des entreprises lorsque leur empreinte de déforestation est importante. D'autre part, les opportunités de transition consisteraient à identifier, parmi chaque secteur présentant une empreinte élevée sur la biodiversité, les acteurs dont la pression est la plus faible et qui pourraient bénéficier de la transition à l'avenir.

Il est possible d'aborder les risques financiers liés à la biodiversité¹ de manière statique.

- En ce qui concerne l'exposition aux risques physiques, il est possible d'analyser les dépendances aux SE de chaque type d'industrie sur l'ensemble de sa chaîne de valeur. L'idée est de combiner des tables entrées/sorties multirégionales avec extensions environnementales (notées EE-MRIO) comme

¹ Lorsque nous utiliserons l'expression « risques financiers liés à la biodiversité » et le terme « risques » dans le reste du présent travail, nous ferons référence à la fois aux risques et aux opportunités, qui sont les deux faces d'une même pièce.

Quels impacts socioéconomiques liés à la perte de biodiversité dans les scénarios de biodiversité mondiaux ?

EXOBIASE² avec des bases de données telles que ENCORE³, permettant de calculer le taux de dépendance aux SE des processus de production. Par exemple, Svartzman *et al.* (2021) ont constaté que 42 % des titres détenus par les institutions financières françaises proviennent d'organismes émetteurs hautement voire extrêmement dépendants à au moins un SE.

- Pour évaluer les risques de transition, on peut analyser les impacts positifs ou négatifs de chaque secteur d'activité sur la biodiversité. Une des méthodes généralement utilisée consiste à combiner les tables EE-MRIO avec le Global Biodiversity Score (GBS)⁴, afin de mesurer l'impact d'un secteur particulier sur l'intégrité écologique. Par exemple, une fois agrégée, l'empreinte sur la biodiversité des institutions financières néerlandaises équivaut à la perte de 58 000 km² de nature vierge, ce qui représente plus de 1,7 fois la superficie terrestre des Pays-Bas (van Toor *et al.*, 2020).

Il existe cependant de multiples avantages à l'utilisation d'approches dynamiques et prospectives (au moyen de scénarios) afin de mesurer l'exposition des industries aux risques physiques et de transition. Tout d'abord, ces approches sont particulièrement efficaces pour anticiper l'émergence de risques jamais observés auparavant et peuvent permettre d'identifier les interrelations entre les différents systèmes. Elles peuvent prendre en compte l'adaptabilité de la société ainsi que le caractère non-linéaire des dynamiques écosystémiques, de la perte de biodiversité et de ses conséquences (points de bascule).

Les scénarios sont des représentations qualitatives et/ou quantitatives de futurs possibles. En matière de biodiversité, ils permettent de décrire l'évolution de plusieurs composants d'un même système, tels que les facteurs de changement de

2 La table de données EE-MRIO EXIOBASE fournit des informations concernant les chaînes de valeur (soit, pour chaque industrie et chaque région, la valeur de la production totale et la valeur des produits intermédiaires consommés dans le cadre de cette production) de 163 industries, dans 49 régions du monde (couvrant 189 pays).

3 L'outil *Exploring Natural Capital Opportunities, Risks, and Exposure* (ENCORE) permet de ventiler par processus de production les dépendances directes et indirectes d'un secteur d'activité vis-à-vis de 21 services écosystémiques. Il fournit également un score de dépendance aux services écosystémiques pour chaque activité d'un secteur, allant de « faible » à « très élevée ».

4 Le *Global Biodiversity Score* (GBS) est un outil développé par CDC Biodiversité qui permet aux entreprises et aux institutions financières de mesurer leur empreinte biodiversité. L'outil propose une mesure agrégée (abondance moyenne des espèces au km²) destinée à évaluer le niveau de dégradation des écosystèmes attribuable aux entreprises. Il distingue les impacts permanents des impacts dynamiques et prend en compte les impacts sur la biodiversité de chaque activité tout au long de la chaîne de valeur.

biodiversité (changements d'utilisation des terres) en intégrant des politiques alternatives (expansion des aires protégées – AP–) ou des modes de gestion différents (agroécologie) afin de réduire la perte de diversité. Les scénarios ne peuvent pas prédire l'avenir, dans la mesure où les trajectoires environnementales et économiques futures font encore l'objet de débats; en revanche, en se basant sur un ensemble d'hypothèses, ils permettent de décrire certains futurs potentiels dans des situations de grande incertitude (Brondizio *et al.*, 2019). Ils peuvent ainsi fournir une meilleure vision des dynamiques locales, régionales et planétaires.

Les scénarios requis pour évaluer les risques ou chocs de transition sont les scénarios de recherche de cible et les scénarios de sélection de politiques (désignés « scénarios de transition » dans le reste du document). Les scénarios de recherche de cible identifient un ou plusieurs objectifs, généralement sous la forme de cibles réalistes, puis déterminent différentes trajectoires pour parvenir à ce résultat. Par exemple, il peut s'agir de scénarios visant à inverser la courbe de perte de biodiversité d'ici 2050. Les scénarios de sélection de politiques, quant à eux, permettent de réaliser des projections des impacts sur l'environnement de différents types d'interventions. Il peut s'agir de scénarios qui vont tester différentes politiques s'appliquant à un secteur d'activité, tant du côté de l'offre (ex. : suppression des subventions) que de la demande (ex. : campagne de sensibilisation à la consommation d'eau). Les deux types de scénarios peuvent ainsi simuler l'impact d'une « transition écologique » sur la biodiversité et sur l'ensemble de l'économie.

Les scénarios exploratoires, quant à eux, évaluent les risques ou chocs physiques liés à la dégradation de la biodiversité (désignés « scénarios physiques » dans le reste du document). Ils examinent tout un éventail de futurs plausibles en se basant sur les éléments influençant directement et/ou indirectement la biodiversité. Ils peuvent ainsi évaluer les réponses économiques ou environnementales à apporter à un choc lié à une modification, une transformation ou une dégradation spécifique du milieu naturel (sécheresse provoquée par le réchauffement climatique, par exemple).

La présente publication a pour but d'évaluer et d'améliorer les méthodes existantes de construction de scénarios utilisées pour évaluer les impacts socioéconomiques associés aux dynamiques de biodiversité.

1. Méthodologie de la revue de littérature

Nous avons utilisé trois critères afin de sélectionner les scénarios étudiés dans notre publication. Ces derniers devaient être (1) mondiaux ; (2) quantitatifs ; et (3) mesurer l'impact sur la biodiversité.

Bien que les scénarios qualitatifs produisent une meilleure vision des interactions entre les différents composants du système, ils sont moins contraints par des hypothèses de modélisation, et par conséquent ne permettent pas à eux seuls d'évaluer les dépendances et les impacts des industries vis-à-vis de la biodiversité, car il est plus difficile de les traduire en indicateurs socioéconomiques dans le cadre d'une évaluation quantitative.

Si nous avons sélectionné des scénarios mondiaux, c'est parce que la majorité des actifs économiques s'inscrivent dans une économie mondialisée, et ce via deux dynamiques : d'une part, les chaînes de valeur mondiales et les réseaux de financement se sont développés à l'échelle internationale, ce qui implique des interconnexions très fortes entre les industries de différents pays ; d'autre part, les dépendances des industries à la biodiversité, ainsi que leurs impacts sur celle-ci, s'inscrivent dans une dynamique de diversification géographique et sectorielle. En ce sens, si l'on choisit de travailler sur des scénarios locaux, il devient rapidement impossible de couvrir l'ensemble des impacts et des dépendances ; par ailleurs, l'agrégation d'une multitude de scénarios locaux aura pour effet de considérablement complexifier l'analyse. Dans la mesure où il s'agit d'une « discipline émergente », il semble préférable d'analyser les connaissances dont nous disposons au niveau mondial et d'examiner dans un second temps les potentialités et les limites que présenterait une désagrégation des résultats de ces scénarios à l'échelle nationale (voire infranationale).

Enfin, nous avons exclu les scénarios qui se concentraient exclusivement sur les changements observés au niveau des facteurs de biodiversité (changements d'utilisation des terres, par exemple). Nous avons plutôt opté pour des scénarios qui quantifient une pression affectant au moins un indicateur interspécifique de biodiversité suite à la mise en place d'un scénario de transition. Notre objectif central consiste en effet à mesurer et à comparer l'impact des industries/secteurs d'activité sur la biodiversité.

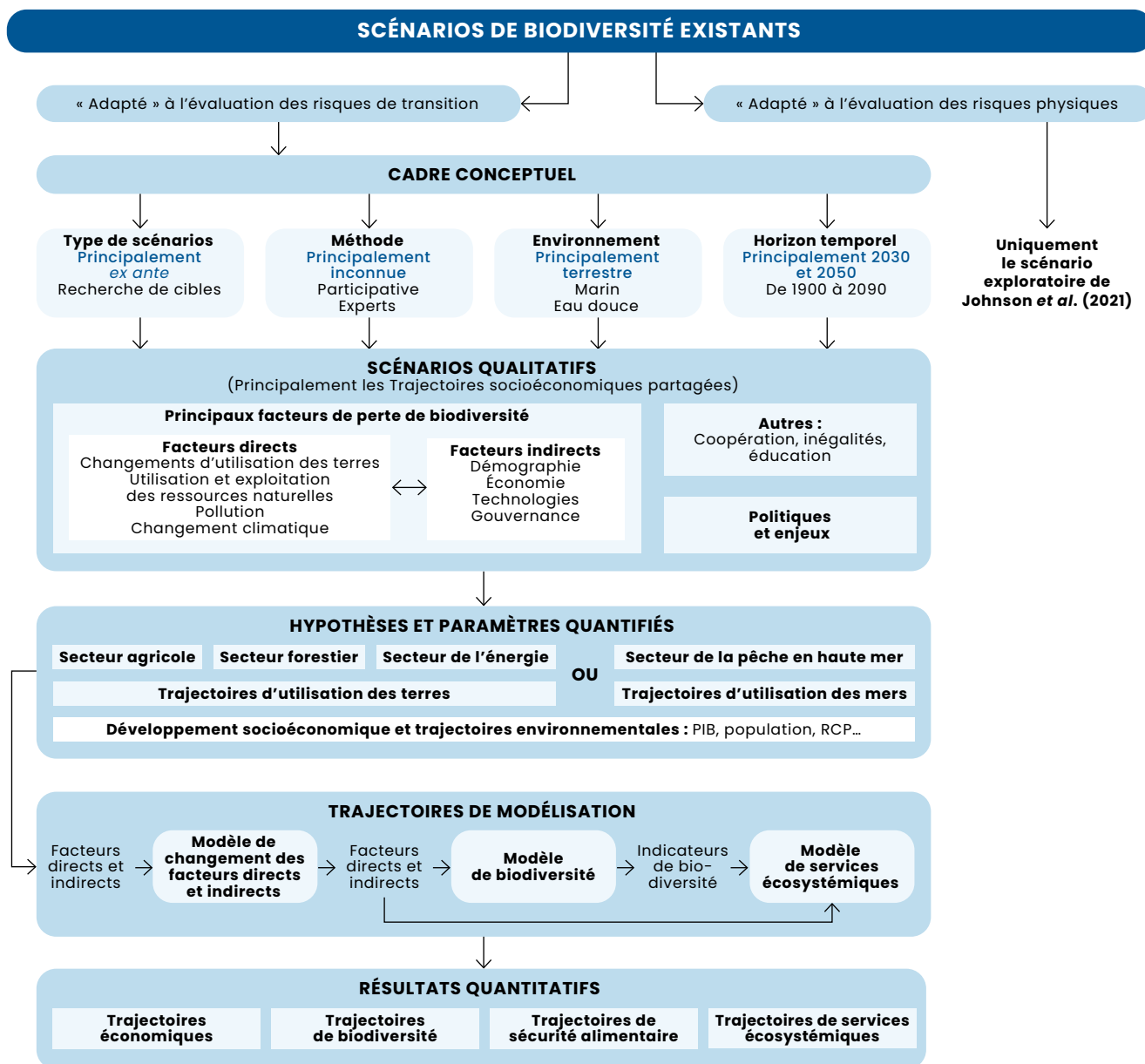
Afin d'identifier ces scénarios, nous avons analysé le rapport de la Convention sur la diversité biologique (CDB) intitulé « *Global Biodiversity Outlook 5* » (Hirsch *et al.*, 2020), lequel présente deux articles contenant des scénarios de biodiversité (et qui répondent à nos critères). Nous avons ensuite exploré la revue de la littérature du rapport de l'IPBES concernant les principaux scénarios de biodiversité terrestre, aquatique et marine (Brondizio *et al.*, 2019). Parmi les travaux les plus récents, nous avons sélectionné cinq articles – deux s'appliquant à la biodiversité marine et trois à la biodiversité terrestre et en eau douce.

Nous avons complété ce panel de scénarios avec des recherches supplémentaires et avons abouti à un total de 8 études et de 78 scénarios quantitatifs à l'échelle mondiale.

Il n'existe pas de méthodologie universelle pour élaborer des scénarios de biodiversité mondiaux et quantifiés. Nous avons néanmoins identifié cinq étapes principales : (1) établir le cadre conceptuel ; (2) construire des narratifs ; (3) quantifier les paramètres et les hypothèses ; (4) quantifier les scénarios par la simulation d'un ou plusieurs modèle(s) ; et (5) analyser les résultats. C'est aussi la structure que nous avons retenue pour la présente publication (cf. Graphique 1).

Quels impacts socioéconomiques liés à la perte de biodiversité dans les scénarios de biodiversité mondiaux ?

Graphique 1 – Représentation des processus existants pour l'élaboration de scénarios de biodiversité



2. Le cadre conceptuel

Le cadre conceptuel désigne la configuration permettant de conceptualiser le scénario. Nous avons identifié quatre caractéristiques pour résumer ce cadre : le type de scénario, la méthodologie utilisée pour établir le scénario, la nature de l'environnement concerné, ainsi que l'horizon temporel du scénario. Le Tableau 1 propose une synthèse de nos observations pour les scénarios sélectionnés.

Les scénarios de biodiversité sont majoritairement des scénarios de sélection de politiques ou de recherche de cible. Cela signifie qu'il n'existe presque pas de scénarios physiques à l'échelle mondiale, c'est-à-dire de scénarios relatifs aux chocs physiques, qui permettraient de prévoir le dépassement futur d'un point de bascule et les potentiels changements de régime, ainsi que les changements associés au niveau des SE à différents points géographiques de la planète (Turner *et al.*, 2020).

Dans notre revue de la littérature, le scénario exploratoire de Johnson *et al.* (2021) constitue le seul scénario d'analyse de chocs physiques. Il correspond à un narratif où des points de bascule seraient franchis en matière de biodiversité, en l'occurrence trois SE choisis arbitrairement – la pollinisation, la pêche et la production de bois – qui déclinent à une intensité définie elle aussi arbitrairement.

En ce sens, il est urgent de mener des recherches supplémentaires afin de remédier à ce manque de connaissances et de poursuivre les travaux destinés à mieux comprendre les propriétés spatiales et temporelles des changements de régime et des points de bascule des écosystèmes (en les reliant aux scénarios du changement climatique).

Les scénarios quantitatifs ont été essentiellement appliqués au domaine terrestre, au détriment des environnements marins et en eau douce (seuls un scénario en eau douce et deux en milieu marin répondaient à nos critères), bien que la diversité biologique des habitats marins soit encore mal connue – et d'une ampleur potentiellement considérable (Appeltans *et al.*, 2012). Les connaissances médiocres dont nous disposons sur ces écosystèmes s'expliquent en partie par un manque de données concernant les espèces qui les composent ; c'est la raison pour laquelle il n'existe pas de scénario relatif au milieu marin. Une sous-représentation des trajectoires futures de la biodiversité marine et des SE associés, ainsi

que des politiques de gestion et de conservation de ces écosystèmes, risque de conduire à une sous-estimation de l'impact de leur dégradation sur les indicateurs socioéconomiques. Le secteur halieutique dépend en effet fortement du SE de production de poissons. Certaines régions, comme les pays d'Afrique de l'Ouest et les pays d'Asie du Sud-Est, en particulier les Philippines et l'Indonésie, dépendent fortement de la pêche, qui constitue leur principal moyen de subsistance et leur principal apport économique (Teh *et al.*, 2017).

Les chocs physiques ont tendance à apparaître avant les chocs de transition, qui dépendent davantage des annonces politiques en matière d'objectifs de conservation (INSPIRE et NGFS, 2022). Néanmoins, il est important pour ces scénarios d'analyser tant les impacts à court et à moyen termes que les conséquences à plus long terme sur l'économie et l'environnement. En ce sens, il est crucial de définir des horizons temporels adéquats pour les différentes trajectoires futures.

Les objectifs et les horizons des scénarios sélectionnés se fondent essentiellement sur ceux de la CDB, ce qui conduit à une forte représentation des projections pour les années 2030 (l'année ciblée pour stopper la perte de biodiversité) et 2050 (l'année ciblée pour commencer à enregistrer une augmentation positive nette en matière de biodiversité). Contrairement aux scénarios de transition relatifs au climat, qui utilisent essentiellement comme objectif le maintien du réchauffement climatique à + 1,5 °C (ou + 2 °C) par rapport aux niveaux de l'ère préindustrielle, il n'existe pas ici de consensus sur un objectif à atteindre au niveau mondial.

Enfin, les études que nous avons analysées examinent différents narratifs possibles pour chaque type de question de recherche. En ce sens, elles ne se limitent pas à un seul scénario mais prennent en compte plusieurs niveaux d'incertitude. Ces recherches ont ainsi simulé entre 3 et 10 scénarios chacune.

**Quels impacts socioéconomiques liés à la perte de biodiversité
dans les scénarios de biodiversité mondiaux ?**

**Tableau 1 – Synthèse des articles relatifs aux scénarios de biodiversité sélectionnés
dans notre revue de la littérature**

ARTICLE	NOMBRE DE SCÉNARIOS	TYPE D'ANALYSE	TYPE DE RISQUES	TYPE DE SCÉNARIOS	PRINCIPAUX ENVIRONNEMENTS	HORIZON TEMPOREL
Kok <i>et al.</i> (2020)	5	Biophysique	Transition, physique	Recherche de cible	Terrestre, eau douce	2030, 2050, 2070
Johnson <i>et al.</i> (2021)	10	Économique	Transition, physique	Exploratoire, Sélection politiques, Recherche de cible	Terrestre	2030
Leclère <i>et al.</i> (2020)	7	Biophysique	Transition	Recherche de cible	Terrestre	2050
Cheung <i>et al.</i> (2019)	4	Biophysique, économique	Transition	Sélection politiques	Marin	2030, 2050, 2090
Obersteiner <i>et al.</i> (2016)	42	Biophysique	Transition	Sélection politiques	Terrestre	2030, 2050
Costello <i>et al.</i> (2016)	3	Biophysique, économique	Transition	Sélection politiques	Marin	De 1980 à 2050
Schipper <i>et al.</i> (2020)	3	Biophysique	Transition	Sélection politiques	Terrestre	2050
Pereira <i>et al.</i> (2020)	4	Biophysique	Transition, physique	Sélection politiques	Terrestre	De 1900 à 2050

3. Élaborer un narratif de scénario

Une fois le cadre conceptuel défini, l'étape suivante consiste à élaborer ou définir les narratifs des scénarios : ceux-ci ont pour but de décrire l'évolution possible de la planète en fonction d'un contexte spécifique. Ces narratifs peuvent inclure des trajectoires socioéconomiques qualitatives, des choix de politiques, des transformations technologiques, des préférences d'agents, des changements de comportement, ainsi que des hypothèses sur la disponibilité des ressources naturelles : en d'autres termes, ils s'intéressent aux changements de facteurs influençant directement ou indirectement la perte de biodiversité. La quasi-totalité des auteurs étudiés dans cette revue de la littérature ont utilisé des narratifs se basant sur les trajectoires socioéconomiques partagées (SSP), parfois associées à d'autres narratifs. Les SSP se composent de cinq scénarios qualitatifs décrivant les potentielles dynamiques de développement socioéconomique (croissance économique, démographie, technologies et gouvernance) à l'échelle mondiale (O'Neill *et al.*, 2014, 2017; Riahi *et al.*, 2017). Elles ont été établies afin de définir un cadre de recherche commun sur les problématiques de réchauffement climatique, et ainsi faciliter la réalisation d'évaluations intégrées. Il est important de noter que ces narratifs n'incluent pas de manière explicite les politiques climatiques (ou de biodiversité), ni les conséquences du changement climatique (ou de la perte de biodiversité). Ils doivent en revanche être associés à des politiques susceptibles, par exemple, d'atteindre des objectifs de forçage radiatif (van Vuuren *et al.*, 2014) ou des objectifs de conservation de la biodiversité.

Ces cinq narratifs spécifiques examinent les incertitudes relatives aux politiques d'atténuation et d'adaptation associées à différents futurs climatiques et socioéconomiques. Ils décrivent ainsi les conditions qui rendront plus ou moins difficile pour les pays la transition vers une économie à faible empreinte carbone, plutôt qu'une transition positive pour la nature. Les narratifs originaux relatifs aux SSP peuvent être consultés dans O'Neill *et al.* (2017), et ceux relatifs à l'utilisation des terres dans Popp *et al.* (2017). Dans le contexte des scénarios de biodiversité, les SSP peuvent permettre de simuler l'évolution des principaux facteurs influençant directement ou indirectement la perte de biodiversité, à l'exception de l'introduction et de la propagation d'espèces invasives. Cette pression, en effet, n'est jamais présente dans les narratifs, bien qu'elle fasse peser une menace considérable sur les écosystèmes et sur les économies (Andersen, *et al.*, 2004;

Olson, 2006; Stohlgren et Schnase, 2006), notamment pour le secteur agricole (augmentation du coût de la lutte contre les ravageurs), le secteur de la sylviculture (dégradation de la santé des arbres) et du secteur de la pêche (extinction des espèces de poissons locales).

Deux articles ont adopté une approche différente en élaborant leurs propres narratifs, ce qui leur a permis d'inclure de manière plus spécifique les dynamiques de la biodiversité ainsi que les enjeux politiques – l'inconvénient étant qu'il n'est donc pas possible de les comparer avec d'autres études. Cheung *et al.* (2019) ont établi trois narratifs de scénarios liés à des environnements marins s'ajoutant aux trajectoires SSP1, SSP3 et SSP5, soit celles ayant fait l'objet du plus grand nombre de modélisations dans la littérature sur le sujet. Cette approche leur permet de prendre comme point de départ un cadre conceptuel homogène fréquemment utilisé dans la littérature et d'y ajouter des spécificités liées au secteur de la pêche en haute-mer, telles que la transformation des habitudes de consommation et des politiques de conservation de la biodiversité marine. Kok *et al.* (2020) ont élaboré leurs scénarios d'évolution sans spécifier sur le plan qualitatif les contextes socioéconomiques dans lesquels ils s'inscrivent. Ils ont ainsi élaboré deux scénarios se basant sur différents objectifs en matière de conservation de la biodiversité. Le premier propose l'adoption d'une approche de préservation des terres afin de protéger les valeurs intrinsèques de la nature, tandis que le second se fonde sur une stratégie de partage des terres où les SE occuperaient une place centrale dans la prise de décision⁵.

De manière générale, aucun narratif identifié dans cette revue de la littérature n'aborde la question des limites planétaires, de potentiels changements de régime des écosystèmes, ou des points de bascule. Il faudrait donc que le caractère non-linéaire et limité des ressources que nous utilisons dans le cadre de notre consommation et de notre production fasse partie intégrante des simulations, afin de mieux identifier les différents impacts de ces phénomènes sur la stabilité de nos sociétés et ainsi améliorer la qualité et le réalisme des hypothèses qualitatives. Il semble donc plus que souhaitable d'intégrer aux SSP les conséquences du changement climatique et de la biodiversité. Enfin, on remarque que les narratifs ne détaillent pas assez les politiques et les outils susceptibles de permettre une transformation socioéconomique d'envergure.

⁵ Tandis que les systèmes de partage des terres (*land sharing*) se caractérisent par un patchwork de pratiques agricoles peu intensives contenant des éléments naturels tels que les mares et les bocages sans qu'il y ait de séparation entre l'agriculture et les étendues sauvages, les systèmes de préservation des terres (*land sparing*) nécessitent quant à eux la définition de vastes périmètres permettant de séparer agriculture et milieux sauvages.

4.

Hypothèses clés et paramètres quantifiés

Une fois que le narratif d'un scénario est finalisé, il est possible, à l'aide de modèles, de le transformer en une trajectoire quantitative. En effet, le narratif doit pouvoir se traduire en un scénario quantitatif, en déterminant les valeurs (constantes ou variables) de plusieurs paramètres d'un modèle. Le modèle aura également besoin d'autres hypothèses quantitatives pour définir les valeurs de paramètres ne constituant pas l'objet d'étude central du scénario spécifié (on appelle également cette étape le calibrage ou l'étalonnage du modèle). Cependant, le passage d'un scénario qualitatif à un scénario quantitatif signifie souvent que certaines dynamiques ne sont pas mesurables ou ne peuvent être facilement intégrées.

La quasi-totalité des études ont a minima quantifié des trajectoires de produit intérieur brut (PIB) et des trajectoires démographiques à partir des SSP. Nombreuses sont celles ayant également associé les hypothèses de leurs SSP avec une ou plusieurs trajectoires d'émissions et de concentrations (RCP) détaillant les concentrations de gaz à effet de serre (GES) futures pour différents scénarios climatiques d'ici 2300 (van Vuuren *et al.*, 2011).

A – La quantification du produit intérieur brut (PIB)

L'approche la plus fréquemment utilisée pour mesurer l'évolution des PIB dans les trajectoires SSP est celle de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE). L'OCDE a opté pour une version affinée du modèle de Solow relatif à la croissance économique, lequel n'inclut pas les ressources naturelles ou l'utilisation des terres en tant que facteurs de croissance, à l'exception du pétrole brut et du gaz naturel. Ainsi, si aucune terre n'est disponible pour pouvoir développer l'agriculture et si les terres actuellement cultivées sont trop dégradées, la production du pays à long terme et/ou la valeur ajoutée ne seront pas affectées.

Par ailleurs, ce modèle se fonde sur l'idée de convergence conditionnelle. Cela signifie qu'à partir de la première année de la projection, le PIB des pays les moins développés augmentera plus rapidement que celui des pays développés, ce qui conduira à une convergence économique. Par conséquent, les trajectoires de croissance du PIB sont positives pour la totalité des pays au moins jusqu'à 2100 (que ce soit en PIB total ou par habitant), tandis que le scénario envisagé intègre une transformation structurelle importante (qu'il s'agisse de

la transition écologique ou de l'effondrement de la biodiversité) qui devrait justement affecter la croissance à long terme.

Cependant, il est probable que les changements spectaculaires qu'impliquent les scénarios, tant sur le plan des facteurs influençant directement ou indirectement la perte de biodiversité que des politiques d'atténuation, conduiront à une baisse du PIB mondial – du moins pour les pays qui ne parviendront pas à s'adapter à la transition écologique ou qui seront confrontés à un effondrement de leur écosystème.

La recherche de Otero *et al.* (2020) constitue la seule tentative pour repenser les SSP de façon à intégrer les croissances faible, nulle et négative du PIB en associant la perte de biodiversité à la croissance économique – donc en intégrant la possibilité d'une limitation de la croissance provoquée par une dégradation des ressources naturelles. Ces scénarios n'ont cependant jamais été quantifiés.

B – Panorama des politiques et des trajectoires potentielles par « secteurs »

De nombreux auteurs ont ajouté aux différentes trajectoires SSP, différents changements de comportements/de politiques, voire des hypothèses d'effondrement ; ils ont intégré des stratégies de conservation de la biodiversité, de restauration des écosystèmes, de sécurité alimentaire ou d'atténuation du réchauffement climatique. Cependant, tous n'ont pas associé les SSP à des politiques de conservation de la biodiversité et se sont intéressés uniquement à l'impact des SSP sur la biodiversité (Schipper *et al.*, 2020 ; Pereira *et al.*, 2020). Ces hypothèses et ces paramètres quantifiés concernent essentiellement les secteurs et les domaines d'intérêts suivants.

Secteur agricole

Le secteur agricole est crucial dans le développement des scénarios de biodiversité car il s'agit de celui exerçant le plus fort impact sur la biodiversité, en transformant notamment des habitats naturels en des systèmes de gestion intensive et en émettant des polluants : les cultures et la production du bétail occupent ainsi quelque 50 % de la superficie terrestre habitable au niveau mondial (terres gelées non incluses).

Les trajectoires attribuées à ce secteur se concentrent principalement sur la chaîne d'approvisionnement. Les trajectoires les plus modélisées sont celles relatives à la productivité du secteur agricole (rendement des cultures, irrigation, efficacité des engrais). On prévoit généralement que la productivité des cultures sans l'apport d'intrants supplémentaires (engrais, biodéchets) dans les pays en développement atteindra le même niveau que celui des pays développés, bien que davantage d'investissements et d'innovations soient nécessaires pour y parvenir. La productivité des cultures peut également être limitée par l'impact du changement climatique sur les sols (Rosenzweig *et al.*, 2014), ce qui est rarement pris en compte dans les scénarios.

Les auteurs ont par ailleurs ajouté des politiques destinées à limiter les subventions néfastes ou bien à augmenter la taxation du secteur agricole. Par exemple, Johnson *et al.* (2021) ont quantifié la suppression de toutes les subventions destinées au secteur agricole en les remplaçant par des systèmes de versements de sommes forfaitaires aux agriculteurs, et Kok *et al.* (2020) ont quantifié l'instauration d'une taxe de 10 % à l'importation sur tous les produits agricoles d'ici 2050. Cependant, les produits agricoles s'inscrivant dans le commerce international, ces interventions nécessitent une mise en œuvre à l'échelle de la planète, et par conséquent une coopération totale entre les pays. Or, les narratifs des SSP ne proposent pas un niveau de collaboration entre les pays qui correspondrait à cet objectif.

Certaines politiques de la demande ont cependant été modélisées ; elles concernent essentiellement les changements de production alimentaire, comme la réduction des pertes et gaspillages alimentaires (liés à la récolte, au traitement, à la distribution et à la consommation finale des ménages) ainsi que l'évolution de la consommation des produits d'origine animale. Par exemple, Kok *et al.* (2020) ainsi que Leclère *et al.* (2020) ont simulé une réduction de 50 % de pertes et gaspillages alimentaires et de consommation de calories d'origine animale à l'horizon 2050, en se basant sur les tendances nationales actuelles.

Les politiques ciblant le secteur agricole sont par nature très générales et ne proposent pas de traitement différencié entre les multiples pratiques agricoles existantes. Nous verrons plus loin que cela peut être problématique dans le cas des modèles s'intéressant aux facteurs de changement directs et indirects, qui ne peuvent pas fournir des informations précises concernant les secteurs et les sous-secteurs.

Trajectoires d'utilisation des terres

Parmi les mesures phares exprimées par la CDB dans son « Cadre de la biodiversité pour l'après 2020 » figure la protection et la conservation des habitats des espèces via l'expansion des AP et des « Autres mesures spatiales de conservation » (AMSC)⁶ destinées à protéger au moins 30 % de la surface terrestre à l'horizon 2030. À l'heure actuelle, les AP et les AMSC ne représentent que 17 % des terres et des eaux intérieures ; ce chiffre peut varier de 1 % à 50 % selon le pays⁷.

Ainsi, l'expansion des AP et des AMSC constitue la politique de conservation de la biodiversité la plus fréquemment modélisée. Cependant, comme aucun consensus n'existe au niveau mondial pour définir le pourcentage de terres devant être réglementées ainsi que leur emplacement géographique, les chercheurs ont fixé eux-mêmes ces pourcentages en se basant sur la littérature existante et les objectifs ciblés.

En fonction du scénario, les hypothèses se situent entre 30 % et 50 % d'expansion des AP terrestres. Leur répartition géographique, en revanche, est très variable. Par exemple, nous avons comparé dans la Carte 1 la politique d'expansion des AP de 30 % de Kok *et al.* (2020) avec la politique d'expansion de 40 % établie par Leclère *et al.* (2020). On constate que cette dernière est plus facile à mettre en œuvre sur le plan « politique », mais qu'elle est loin d'être convaincante du point de vue écologique. En effet, tout l'effort de conservation est dirigé vers les zones boréales de l'hémisphère nord et les zones désertiques d'Australie et du Sahara en Afrique, en ignorant par exemple les forêts tropicales du bassin du Congo, qui représentent une zone clé

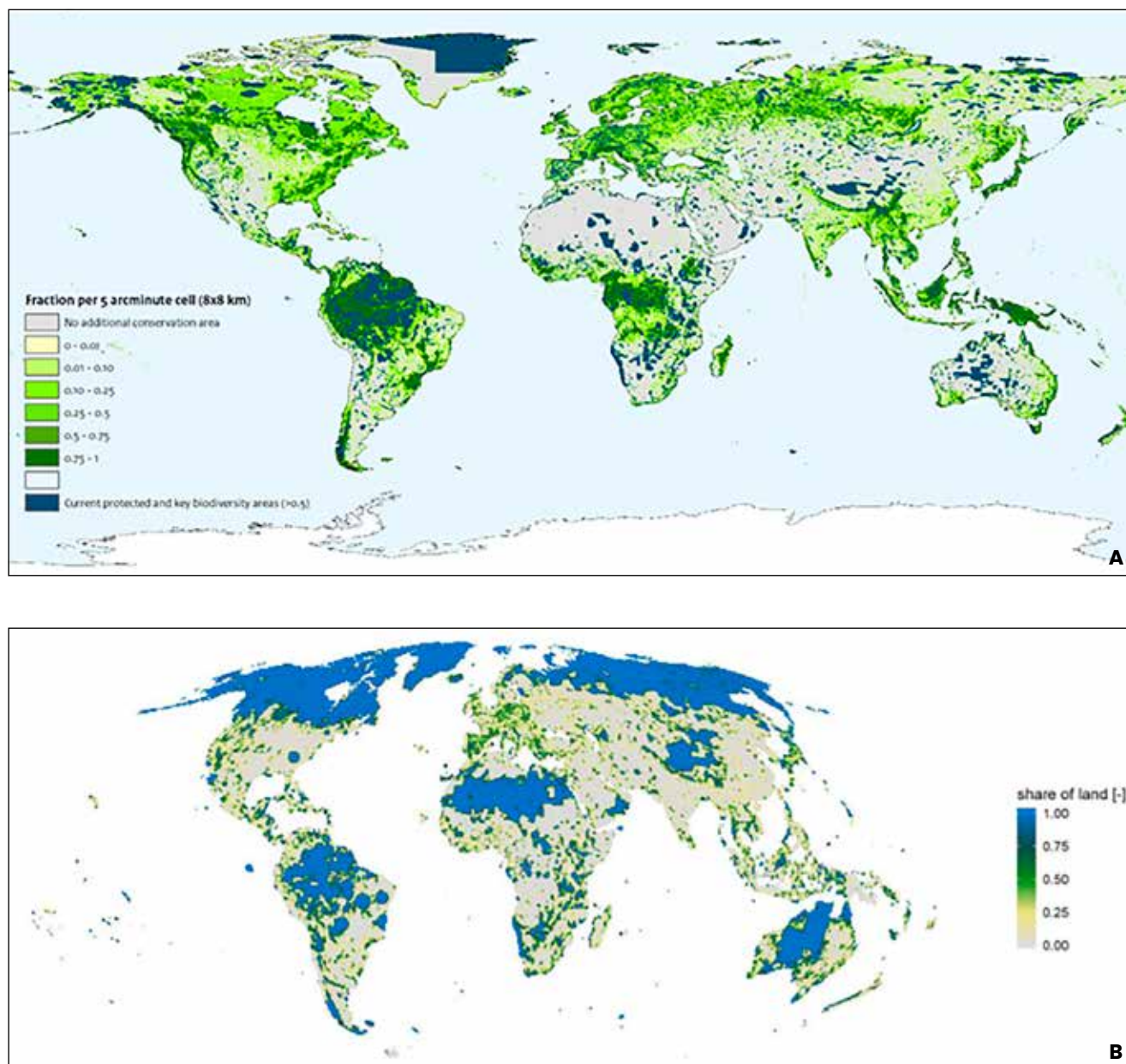
6 Une « autre mesure spatiale de conservation » (AMSC) est une zone géographiquement délimitée, autre qu'une aire protégée, qui est réglementée et gérée de façon à obtenir des résultats positifs et durables à long terme pour la conservation in situ de la diversité biologique, y compris des fonctions et services écosystémiques connexes et, le cas échéant, des valeurs culturelles, spirituelles, socioéconomiques et d'autres valeurs pertinentes localement. (Définition approuvée lors de la 14e Conférence des Parties de la CDB en 2018).

7 Protected Planet. <https://www.protectedplanet.net/en>.

en matière de biodiversité. La CDB met cependant l'accent sur la nécessité de sélectionner des AP en se basant sur leur importance pour la biodiver-

sité ainsi que la contribution qu'elles apportent aux populations, afin de définir des stratégies de conservation efficaces et équitables.

Graphique 2 – Carte 1. (A) Aires de conservation pour le scénario « Partager la planète », avec comme ambition la préservation de 30 % des zones terrestres et d'eau douce d'ici 2050 (Kok *et al.*, 2020); (B) Zones de conservation pour la politique d'expansion des AP, avec comme ambition la préservation de 40 % des zones terrestres avant 2020 (Leclère *et al.*, 2020).



En outre, l'élaboration d'un réseau d'AP efficace est un processus onéreux. Celui-ci peut inclure des pratiques de gestion de la santé des écosystèmes, l'application de réglementations, ainsi que l'investissement dans des frais de recherche afin d'empêcher la présence d'activités illicites dans les AP, comme le déboisement, le braconnage d'espèces protégées, les exploitations minières, ainsi que le défrichage lié aux établissements humains et à l'agriculture. Néanmoins, ces aires protégées génèrent des avantages économiques et sociaux et permettent de réduire les risques économiques liés au changement climatique, bien que l'ensemble des pays n'aient pas les moyens d'en profiter, tout particulièrement en matière de développement du tourisme (Waldron *et al.*, 2020).

De manière générale, Johnson *et al.* (2021) ont calculé qu'afin de réaliser l'objectif d'une protection de 30 % des terres de la planète, il faudrait investir en moyenne près de 115 milliards de dollars US par an jusqu'en 2030. Si l'on inclut les bénéfices liés à la diminution des émissions de gaz à effet de serre, cependant, ce chiffre atteindrait seulement 13 milliards de dollars US. Les dépenses et les bénéfices associés à l'expansion des AP sont toutefois rarement pris en compte dans les scénarios.

Le type de protection envisagé au sein des AP, comme la possibilité ou non d'y établir des activités humaines et la nature des activités qui y seraient autorisées (récréatives ou forestières), n'est pas toujours clairement défini dans les scénarios. Ces facteurs sont pourtant susceptibles d'impacter considérablement la rapidité et l'amplitude de la dégradation de la biodiversité ainsi que les résultats économiques.

Secteur de la pêche en haute mer et trajectoires liées à l'utilisation des mers et des océans

Les politiques et les trajectoires mises en œuvre afin d'améliorer la biodiversité marine sont multiples et inventives. Elles peuvent se concentrer sur des aspects aussi variés que les subventions, la taxation de la valeur du poisson à quai, les AP marines (AMP), ou encore les transformations des techniques de gestion des pêcheries.

Par exemple, Cheung *et al.* (2019) ont quantifié et ajusté trois narratifs de SSP, en adaptant notamment les trajectoires des tarifs du poisson à quai pour les espèces marines, les changements au niveau des subventions, les coûts de fonctionnement et d'investissement des pêcheries, ainsi que les taux de captures. Pour chacun de ces scénarios, les limitations imposées par l'expansion des AMP se situeraient entre 0 % et 50 % d'ici 2050, avec un objectif médian de 30 % pour la superficie totale en haute mer ; des trajectoires de forçage radiatif ont également été définies (RCP 2.6 et RCP 8.5).

Toutefois, les AMP ne représentent actuellement qu'environ 8,15 %⁸ des océans : un objectif de 50 % à l'horizon 2050 s'annonce difficile à réaliser et nécessiterait une supervision et des investissements qui n'ont pas été pris en compte dans les scénarios. Par ailleurs, comme pour les AP terrestres, si l'établissement d'AMP serait probablement onéreux, il générerait également des co-bénéfices (tourisme et protection des littoraux) : ces éléments n'ont pas été pris en compte dans les scénarios.

De manière générale, aucune recherche ne propose d'analyse différenciée entre les différents secteurs de la pêche (pêche récréative, de subsistance ou commerciale) ni, concernant la pêche commerciale, entre les différents types de méthodes de pêche : une industrie peut en effet pêcher en utilisant des filets (senne coulissante, chalutage, chalutage de fond) ou des lignes (palangre, pêche à la canne, pêche à la ligne), ou encore récolter des mollusques. Or, ces paramètres auront tous des conséquences différentes sur le plan de l'érosion de la biodiversité et de leur capacité à répondre à la croissance de la demande en matière d'aliments issus de la mer. En outre, les activités de pêche n'étant pas différenciées, l'identification et la valorisation de techniques moins néfastes pour les écosystèmes marins sont impossibles (et donc aussi l'identification d'opportunités de transition).

8 Protected Planet. <https://www.protectedplanet.net/en>.

Le secteur forestier

Dans les différents scénarios, les chercheurs ont analysé des mesures susceptibles d'atténuer le réchauffement climatique en plafonnant les niveaux de séquestration du carbone via une réduction de la déforestation. Ces politiques présupposent toujours une coopération et une coordination totales entre les pays. Par exemple, Johnson *et al.* (2021) ont identifié deux trajectoires différentes en fonction du scénario retenu. Dans le premier cas, la compensation du carbone forestier est réalisée dans chaque pays en limitant l'attribution des terres et en rémunérant les propriétaires de forêts via une augmentation des subventions foncières. Dans le deuxième cas, la compensation du carbone forestier est réalisée par les pays riches en se basant sur les émissions de GES passées : les pays plus pauvres sont rémunérés en fonction de la diminution de la déforestation.

Secteur de l'énergie

Seules quelques études ont défini des trajectoires ciblant le secteur de l'énergie. Par exemple, Obersteiner *et al.* (2016) ont réalisé deux simulations en se basant sur deux politiques différentes pour parvenir à l'objectif d'un maintien du réchauffement climatique en dessous de la barre des 2 °C, c'est-à-dire en imposant avant 2030 soit une part modérée de bioénergies et d'énergie nucléaire ; soit une part élevée de bioénergies et une suppression de l'énergie nucléaire.

Contrairement aux scénarios relatifs au changement climatique, dans le cadre desquels le secteur de l'énergie constitue le secteur clé, les facteurs impactant la biodiversité sont davantage répartis entre différents secteurs d'activité. Par conséquent, les études intègrent un petit nombre de politiques d'atténuation du changement climatique et d'adaptation à celui-ci (par exemple dans le cadre des secteurs forestier ou de l'énergie). En ce sens, notre recommandation est de mettre en relation les scénarios du climat et de la biodiversité, tout particulièrement afin d'identifier le possible impact d'effets cumulés et d'« effets domino » sur l'économie.

Les scénarios ciblant spécifiquement les changements en matière de biodiversité permettent néanmoins de déterminer les interventions politiques les plus efficaces afin de préserver la biodiversité. En effet, certaines mesures visant à atténuer le réchauffement climatique ne produisent pas de « co-bénéfices » pour la biodiversité, voire dégradent davantage encore la biodiversité – et vice-versa. Par exemple, le développement des centrales hydroélectriques, une option qui a été simulée dans de nombreux scénarios sur le climat, peut permettre de produire de l'électricité verte avec peu d'émissions de GES, mais dans le même temps dégrader la biodiversité (fragmentation des cours d'eau et perturbation de certains cycles biologiques).

C – Hypothèses d'effondrement

Parmi les études prises en compte dans la présente publication, seuls Johnson *et al.* (2021) ont établi un scénario exploratoire lié aux risques physiques. Ils ont intégré comme paramètre le possible effondrement de plusieurs SE, qui serait causé par des chocs environnementaux extrêmes. Leur simulation prend en compte l'impact qu'aurait une réduction de 90 % de la pollinisation sauvage sur les rendements agricoles (c'est-à-dire l'effondrement des SE fournis par les pollinisateurs), mais uniquement pour les cultures dépendantes de la pollinisation sauvage.

Par ailleurs, ils ont imaginé un possible effondrement des pêcheries marines. Ils ont ainsi établi un scénario de changement climatique extrême (RCP 8.5) afin de simuler des perturbations brutales au niveau de la migration des poissons conduisant à une réduction générale des prises de la pêche en termes de biomasse – ce qui peut être défini comme un changement de productivité non lié à la technologie dans le secteur de la pêche.

Parallèlement, Johnson *et al.* (2021) ont modélisé un effondrement soudain de la production de bois. Ils se sont basés sur l'hypothèse d'une diminution de 88 % du couvert forestier dans l'ensemble des régions tropicales et ont imaginé une baisse de la capacité à étendre les forêts dans les zones tropicales humides avec une période de croissance plus lente.

5.

Modélisation de trajectoires

Trois grandes catégories de modèles sont habituellement utilisées pour construire des scénarios de biodiversité. Certains modèles analysent l'impact que peuvent avoir des changements de pressions indirectes (économiques, technologiques et démographiques) sur des pressions directes (changements d'utilisation des terres, changement climatique et dépôts d'azote) affectant la perte de biodiversité, et inversement. D'autres modélisent l'ampleur des changements provoqués par les pressions directes et indirectes sur la nature en s'intéressant aux fonctionnements de la biodiversité et des écosystèmes. Enfin, la dernière catégorie de modélisations examine l'impact des changements naturels sur le bien-être que les populations peuvent tirer de la nature et qui contribuent à une bonne qualité de vie, ce qui inclut les SE (Brondizio *et al.*, 2019). Il convient de garder à l'esprit qu'aucun ensemble de scénarios et de modèles n'est idéal pour représenter l'avenir : ils se caractérisent tous par des limites intrinsèques plus ou moins raisonnables.

A – Modélisations des changements des facteurs directs et indirects de la perte de biodiversité

Les modélisations portant sur les changements des facteurs directs et indirects de la perte de biodiversité définissent différents horizons, différents paramètres quantifiés et différentes hypothèses en matière de pressions socioéconomiques et environnementales. Cette catégorie englobe une multitude de modélisations très variées, qui peuvent fournir des résultats référencés géographiquement (la répartition des cultures, par exemple) et/ou des indicateurs agrégés (le prix des denrées alimentaires, par exemple).

Deux des études sélectionnées dans le cadre de cette revue de la littérature ont utilisé un modèle d'évaluation intégrée (IAM)⁹ pour décrire de façon quantitative les processus clés des systèmes humains et naturels, ainsi que leurs interactions. Kok *et al.* (2020) et Schipper *et al.* (2020) ont ainsi utilisé IMAGE¹⁰, un modèle d'équilibre général calculable. Les IAM ont été conçus afin de pouvoir anticiper l'évolution des trajectoires climatiques et des problématiques associées, ce qui signifie notamment qu'ils n'ont pas été pensés pour répondre aux questions de recherche relatives à la biodiversité.

En général, les IAM prennent comme données d'entrée les trajectoires du PIB et des populations (le plus souvent en se basant sur les projections des SSP), les trajectoires politiques (objectifs de RCP, politiques spécifiques aux questions de biodiversité), ainsi que d'autres options comme les préférences des agents ou les changements technologiques. Ces entrées sont ensuite intégrées à différents modules afin d'explorer leurs effets sur l'énergie, les sols, les systèmes climatiques, l'économie, etc. Ces modules sont liés entre eux, ce qui permet d'évaluer les effets « domino », les « co-bénéfices », ainsi que les conséquences non désirées, et donc de projeter les impacts de choix relatifs à un seul domaine sur l'ensemble du modèle. Enfin, les modèles intégrés produisent des données sur les trajectoires économiques, biophysiques, énergétiques, ainsi qu'en matière d'utilisation des terres.

Certains auteurs ont sélectionné des paramètres uniquement liés à l'utilisation des sols (GLOBIOM, MAGNET) ou aux modèles dynamiques de végétation globale (LPJ-GUESS, LPJ) pour évaluer les changements des facteurs directs et indirects affectant la biodiversité, lesquels sont inclus dans le processus de modélisation des IAM. Ces modèles produisent les mêmes types de données que les IAM, dans la mesure où ils se basent sur les mêmes données d'entrée et fournissent les mêmes données de sortie ; la principale différence réside dans le fait que ces modèles ne peuvent pas être

9 Lorsque nous parlons de modèles d'évaluation intégrée (*Integrated Assessment Models* ou IAM), nous faisons référence à la catégorie d'IAM dits « complexes », c'est-à-dire ceux qui décrivent les trajectoires de développement futures en évaluant si les transformations technologiques, les choix énergétiques, les changements d'utilisation des terres et les évolutions sociétales ont pour effet de protéger ou non la biosphère, et qui fournissent des informations sectorielles sur les processus modélisés (ces modélisations sont également appelées « modèles basés sur des processus »). Par ailleurs, nous nous intéressons aux IAM qui déterminent des équilibres économiques mondiaux en se fondant sur des hypothèses d'équilibres partiels.

10 Le modèle IMAGE, créé par l'Agence néerlandaise pour l'évaluation environnementale (*PlanBureau voor de Leefomgeving* ou PBL), permet de simuler jusqu'à 2100 les dynamiques mondiales futures des sociétés, de la biosphère et de l'atmosphère, ainsi que leurs interactions. Pour chacune des 26 régions intégrées à l'analyse, ce modèle peut évaluer les dynamiques terrestres d'indicateurs socioéconomiques avec un degré de précision spatiale de l'ordre de 0,5° par 0,5° de latitude-longitude.

aussi approfondis, c'est-à-dire qu'ils ne peuvent pas établir de projection sur les dynamiques mondiales multi-sectorielles et leurs interactions ; en revanche, ils fournissent en général des résultats plus détaillés sur l'utilisation des terres et les impacts sur la biodiversité.

Les IAM et les modèles associés ont pour objectif de déterminer quel domaine de l'économie (la production, la demande, les exportations) peut leur fournir les trajectoires socioéconomiques dont ils ont besoin (PIB, démographie, impacts des politiques). Par exemple, ces modèles ne remettent pas en question les futures trajectoires du PIB, quelles que soient les politiques modélisées ou les projections d'émissions. La variation des prix relatifs constitue le principal outil leur permettant de distinguer quelle structure de l'économie et quels résultats économiques ou écologiques découlent de la modélisation. Ce processus de modélisation impacte considérablement l'analyse d'une transition écologique, dans la mesure où les projections d'une trajectoire SSP tablent sur des croissances du PIB positives pour l'ensemble des pays jusqu'à 2100, même lorsqu'un changement structurel à long terme est intégré à la modélisation (une transition écologique, par exemple, ou l'effondrement d'un écosystème).

Par ailleurs, les conséquences des trajectoires SSP vont dépendre de chaque modèle ainsi que des hypothèses formulées par l'équipe de modélisation. En effet, les IAM/modèles d'utilisation des terres ne sont pas tous structurés de la même manière et ne projettent pas les mêmes équilibres : ils peuvent différer sur le plan des paramètres biochimiques, biophysiques et socioéconomiques. Les hypothèses relatives à l'utilisation des terres, comme la productivité agricole, l'impact environnemental de la consommation alimentaire, le commerce international, ou encore les politiques d'atténuation du changement climatique fondées sur l'utilisation des terres, peuvent varier d'un IAM à un autre (Popp *et al.*, 2017). Néanmoins, il faut toujours garder à l'esprit que la prise en compte de différentes alternatives permet de révéler les incertitudes des scénarios et des modèles.

Comme ces modèles sont mondiaux et qu'ils ont été conçus pour pouvoir évaluer les aspects climatiques, ils peuvent cruellement manquer de précision sur bien des aspects, notamment au niveau des secteurs et des sous-secteurs qui affectent la biodiversité. Par exemple, le modèle GLOBIOM¹¹ permet de différencier seulement dix-huit types de cultures et sept produits issus des animaux ; il peut comparer six utilisations des terres (cultures, pâturages, taillis à courte rotation, forêt gérée, forêt non gérée, et autres terres à végétation naturelle), ainsi que quatre systèmes de gestion (culture vivrière, agriculture pluviale à bas niveau d'intrants, agriculture pluviale à haut niveau d'intrants, agriculture irriguée à haut niveau d'intrants). Ces catégories restent ainsi très génériques et ne permettent pas de cibler facilement les activités et les pratiques susceptibles d'être les plus affectées et/ou d'avoir l'impact le plus important en cas d'effondrement d'un écosystème ou d'une transition écologique, comme l'identification de l'agriculture biologique, l'agroforesterie, l'agriculture naturelle, l'agriculture de conservation ou l'agriculture de précision. La différenciation des pratiques au sein d'un même secteur permettrait de mieux identifier les opportunités de transition liées à des politiques positives pour l'environnement et d'éviter le risque que des politiques discriminatoires soient plus favorables à un secteur en particulier – telle qu'une réduction des subventions à destination du secteur agricole ne prenant pas en compte l'impact négatif ou positif des pratiques employées par les agriculteurs.

De manière générale, les secteurs les plus représentés sont les secteurs agricole, forestier et énergétique. Certaines activités n'ont pas été analysées, telles que les activités minières et extractives, la pêche en haute mer ou le secteur manufacturier, bien qu'elles aient toutes un impact considérable sur la biodiversité. Afin d'identifier les secteurs présentant des opportunités d'innovation potentielles (ex : trouver des industries textiles produisant peu de rejet de substances chimiques par rapport aux industries similaires), une solution serait de combiner les IAM aux tables EE-MRIO.

¹¹ GLOBIOM est un modèle d'équilibre partiel dynamique consacré au secteur agricole et forestier. Il peut être utilisé seul ou bien en lien avec le modèle IAM MESSAGE afin d'obtenir des équilibres généraux calculables. Il permet d'affecter les sols à différentes activités de production afin de maximiser le surplus du consommateur et du producteur en prenant en compte un ensemble de paramètres dynamiques (la demande, les ressources, les technologies et les politiques).

Pour que ce type d'analyse soit pertinent, il paraît nécessaire de disposer d'une meilleure granularité des secteurs et des sous-secteurs. Nous encourageons ainsi l'amélioration de la représentation des secteurs dans les deux modèles.

Johnson *et al.* (2021), quant à eux, ont opté pour le modèle du GTAP (Global Trade Analysis Project), qui est un modèle d'équilibre général calculable, multirégional et multi-sectoriel. Ils l'ont combiné avec les zones agroécologiques (ZAE-GTAP) et ont ainsi couvert 137 régions. Le principal avantage de ce modèle par rapport aux IAM, c'est qu'il propose une meilleure ventilation des données par secteur (57 marchandises/secteurs), ce qui améliore la capacité à relier les impacts sur la biodiversité à un secteur/une industrie dans le cadre d'une évaluation des impacts de transition.

Par ailleurs, les IAM et les modèles ZAE-GTAP s'appliquent uniquement aux systèmes terrestres ou d'eau douce. Ils ne sont donc pas exploitables si l'on veut évaluer l'impact des activités humaines sur les écosystèmes marins, notamment celui du secteur de la pêche en haute mer. En l'absence de ces modèles, Cheung *et al.* (2019) et Costello *et al.* (2016) ont utilisé des modèles bioéconomiques, c'est-à-dire des modèles qui enregistrent à la fois des dynamiques économiques et biophysiques.

Enfin, comme nous l'avons évoqué dans la section sur les narratifs des scénarios, l'introduction et le développement d'espèces envahissantes (certaines pouvant transmettre des maladies et déclencher des pandémies) est une pression clé en matière d'érosion de la biodiversité qui n'est prise en compte par aucune modélisation des changements de facteurs directs ou indirects de la perte de diversité.

B – Modèles de biodiversité

Les modèles de biodiversité permettent de traduire les facteurs directs et indirects de perte de biodiversité en impacts sur la biodiversité, mesurés via des indicateurs de biodiversité qu'ils fournissent. Les études que nous avons analysées ont utilisé différents modèles et différents indicateurs de la biodiversité.

Certaines d'entre elles, comme Pereira *et al.* (2020), ont combiné plusieurs modèles et indicateurs afin d'évaluer l'impact d'un scénario sur la biodiversité, tandis que d'autres ont choisi une seule combinaison. La méthode dépendra de la compatibilité entre le modèle et l'indicateur de biodiversité. Il y a un équilibre à trouver entre d'une part l'utilisation de plusieurs scénarios et indicateurs destinés à produire davantage de transparence sur les incertitudes liées à la modélisation, et d'autre part le choix d'un nombre suffisamment limité pour pouvoir examiner des hypothèses plus spécifiques en matière de biodiversité.

La biodiversité présente une multitude de facettes et ne peut être résumée via un seul indicateur, contrairement aux problématiques de changement climatique, pour lesquelles on peut utiliser comme mesure l'équivalent CO₂ d'une émission ou d'une concentration de gaz à effet de serre. En effet, la biodiversité est un concept relativement vaste qui inclut la diversité au sein d'une même espèce (diversité génétique), entre les espèces (diversité spécifique), la diversité des écosystèmes (diversité écologique), ainsi que les interactions dans et entre chacun de ces trois niveaux de diversité.

Toutes les études mentionnées ont mesuré la biodiversité des espèces, tandis que certaines ont également mesuré la diversité des écosystèmes; aucune, en revanche, n'a analysé la diversité génétique. Or, la diversité génétique est cruciale pour pouvoir analyser la capacité des espèces à s'adapter aux futurs changements environnementaux. Par exemple, le changement climatique peut altérer certains traits génétiques et parfois affecter la résilience des espèces. Il faut pourtant reconnaître qu'à l'échelle mondiale, il existe peu de données sur la diversité génétique.

Chez la moitié des auteurs, l'abondance moyenne spécifique (MSA) constitue la principale mesure de la biodiversité. Elle se définit comme la quantité moyenne d'espèces indigènes comparée à leur quantité dans des écosystèmes non-dégradés (c'est-à-dire non perturbés par l'activité humaine). L'indicateur est compris entre 0 et 1 : 1 désigne un écosystème non perturbé, et 0 un système complètement dégradé (biodiversité aussi pauvre que celle d'un parking). Par exemple, la MSA peut être de 60 % pour un pâturage où du bétail est présent, de 10 % pour un écosystème où est pratiquée une agriculture intensive, et de 5 % pour une zone urbaine.

Cet indicateur soulève cependant de nombreuses questions quant à l'interprétation qu'il faut en tirer. En effet, lorsque la MSA atteint 0,5, cela désigne-t-il une destruction à 100 % de 50 % du territoire, ou bien une destruction à 50 % de 100 % du territoire ? Par ailleurs, cet indicateur est élaboré à partir d'une méta-analyse, et il est fort probable que le contexte de chaque étude influence ses résultats. Contrairement à l'indice intégrité de la biodiversité (IIB)¹², qui lui est similaire, la MSA normalise les quantités à 1 sans jamais dépasser ce chiffre, ce qui signifie qu'un écosystème non perturbé sera forcément le plus riche en biodiversité : ainsi, l'ajout d'espèces non-indigènes dans un écosystème n'aura pas pour effet d'augmenter sa biodiversité. Obersteiner (2016) et Johnson *et al.* (2021) ont agrégé plusieurs indicateurs de biodiversité en une seule mesure. Cette méthode permet notamment de pondérer différemment les indicateurs de biodiversité. Cependant, cela peut impliquer un risque de double comptabilisation d'une même mesure de biodiversité ; par ailleurs, son interprétation n'est pas évidente.

On remarque également que les mammifères et les oiseaux sont sur-représentés dans les indicateurs. En effet, environ 35 % des indicateurs traités par les auteurs intègrent les mammifères sauvages, bien que ceux-ci ne représentent que 0,001 % de la biomasse totale. Les taxons les plus représentés après les mammifères sont les oiseaux, les végétaux et les amphibiens, qui comptent respectivement pour 0,0003 %, 81,82 % et 0,018 % de la biomasse totale. Cependant, l'ensemble des recherches qui ont utilisé comme indicateur de biodiversité la présence de mammifères ont également utilisé un indicateur ciblant les végétaux et les oiseaux. Enfin, les modèles de biodiversité – et donc leurs indicateurs – ne prennent pas en compte les mêmes pressions sur les écosystèmes, ce qui va affecter les résultats pour un endroit donné. Par exemple, l'indice IIB intègre uniquement les pressions liées à l'utilisation des terres, à la densité des populations, ainsi qu'à la fragmentation des habitats :

c'est pourquoi cet indicateur peut être très élevé dans des régions où la chasse constitue la seule menace conséquente pour la biodiversité.

C – Détails sur les modélisations des services écosystémiques (SE)

Seules trois études ont analysé l'évolution de certains SE résultant de leurs scénarios de transition associés à des modèles de SE. Kok *et al.* (2020) ont essentiellement utilisé le modèle GLOBIO-ES¹³, Johnson *et al.* (2021) se sont servis d'InVEST¹⁴, et Pereira *et al.* (2020) ont utilisé les deux modèles à la fois. Il s'agit des modèles de SE les plus représentés à l'échelle mondiale, qui utilisent des données d'entrée issues des deux premiers types de modèles (modèles de changement des facteurs directs et indirects de la perte de diversité d'une part, et modèles de biodiversité d'autre part). Il est également possible de se baser directement sur les modèles de changements des facteurs directs et indirects pour définir des indicateurs à utiliser dans le cadre de l'évaluation des SE. Par exemple, le modèle de simulation IMAGE calcule la production agricole totale en calories par an, une mesure qui permet de mesurer les SE d'approvisionnement en denrées alimentaires.

Le principal problème que posent les modèles de SE existants, c'est qu'ils n'intègrent pas dans leur analyse la possibilité d'un point de bascule ou d'un changement de régime. En outre, les modèles ne prennent pas en compte – ou peu s'en faut – les interrelations entre les différents SE ; en général, ils analysent chaque service séparément (Agudelo *et al.*, 2020). Cela est principalement dû au fait que les données sur le lien entre l'utilisation des terres et les caractéristiques des paysages et des écosystèmes sont peu volumineuses et fragmentées. Certains SE, cependant, comme la pollinisation, sont bien mieux documentés que d'autres.

12 L'indice intégrité de la biodiversité (IIB) mesure l'abondance moyenne des espèces par rapport à leurs populations de référence dans une aire géographique spécifique.

13 GLOBIO-ES est un modèle complémentaire de GLOBIO ; il calcule le statut, les dynamiques et les scénarios futurs possibles des SE au niveau mondial. Il permet d'analyser 8 SE culturels, matériels ou de régulation. Il utilise en tant qu'entrées les données spatialisées suivantes : les pressions directes (utilisation et gestion des terres, changement climatique), les pressions indirectes (revenus et demande en denrées alimentaires) et les propriétés des écosystèmes (relief, propriétés des sols, variables climatiques).

14 InVEST est constitué d'un ensemble de modèles pouvant cartographier 21 SE et leur attribuer une valeur économique via une fonction de production. Des cartes sont utilisées comme source d'informations, mais sont également produites en tant que résultat. Relativement complexe, le modèle nécessite des données très précises, ce qui signifie qu'il est difficile, voire impossible, d'utiliser l'ensemble de ses composants à l'échelle de la planète.

De plus, les SE de régulation sont plus fréquemment modélisés que les services d’approvisionnement, tandis que les services dits culturels et d’auto-entretien sont quant à eux complètement absents.

Dans l’ensemble, ces modèles doivent être mieux liés entre eux pour mieux comprendre et expliquer les relations et les effets de rétroactions essentiels entre les éléments de systèmes économiques et écologiques associés. On constate que deux boucles de rétroaction sont absentes des exercices de modélisation existants. La première correspond aux conséquences de la perte de biodiversité sur l’activité économique, et donc la croissance économique des pays. Par conséquent, le modèle de biodiversité n’a aucun impact sur le modèle de

changement des facteurs directs et indirects de perte de biodiversité. Cela signifie que si un scénario projette l’extinction de toutes les espèces sur la planète, le PIB continuera à augmenter pour tous les pays du monde. La deuxième boucle correspond au même mécanisme, mais appliqué cette fois à la perte des SE.

En outre, les dynamiques de biodiversité et des SE doivent avoir un effet rétroactif sur les narratifs. Ainsi, le caractère exogène de certaines variables du modèle (comme le PIB et les RCP) doit être pris en compte et relativisé dans les narratifs, afin de mieux souligner les interactions entre économie et biodiversité.

6. L'évaluation des résultats

Impacts sur la biodiversité

Sans surprise, les modélisations des trajectoires basées sur le scénario de référence ont projeté des indicateurs de biodiversité en baisse – mais dans des proportions différentes.

Par exemple, dans le scénario tendanciel imaginé par Leclère *et al.* (2020), les indicateurs de l'intégrité de la biodiversité terrestre (MSA ou BII) déclinent en moyenne de 0,89 % seulement entre 2010 et 2050, puis de 5 % entre 2010 et 2100. Cependant, Kok *et al.* (2020) ont projeté une perte de MSA beaucoup plus rapide, la MSA terrestre diminuant d'environ 4,7 % d'ici 2050. Au niveau marin, Cheung *et al.* (2019) ont calculé une perte de MSA de l'ordre de 7 % à 20 % d'ici 2050, et de 15 % à 55 % d'ici 2100, en fonction des trajectoires des RCP.

Certains scénarios imaginent des futurs qui permettraient une régénération de la biodiversité au prix de politiques extrêmement ambitieuses. Dans l'étude de Kok *et al.* (2020), deux scénarios inversent la trajectoire de déclin de la biodiversité – d'ici 2050 pour l'indice planète vivante (IPV)¹⁵, et d'ici 2030 pour l'indicateur MSA – en ciblant l'objectif de développement durable (ODD) n° 2 intitulé « Éliminer la faim » et en limitant le réchauffement climatique à 2 °C. Comme nous l'avons déjà mentionné, ces scénarios nécessitent l'instauration de politiques ambitieuses en matière de conservation de la biodiversité, d'atténuation du changement climatique et de sécurité alimentaire, notamment l'expansion des AP à 30 % ou 50 % de la superficie terrestre de planète. Le scénario de Leclère *et al.* (2020), qui est le plus ambitieux et inclut différentes politiques de la demande, de l'offre, ainsi que d'expansion des AP à hauteur de 40 %, aboutit à une régénération de la biodiversité dès 2050 pour l'IPV (sur tous les modèles utilisés). Dans le cadre de ce scénario, cependant, les courbes de la MSA ne deviennent positives que vers 2075 (moyenne des modèles). Le modèle IMAGE est le seul ne prédisant pas de rétablissement des taux de MSA – pas même en 2100.

De manière générale, les scénarios ne sont guère optimistes en matière de régénération de la biodiversité. Les scénarios de Schipper *et al.* (2020) et de Pereira *et al.* (2020), c'est-à-dire ceux qui sont les plus ambitieux et qui se basent sur une trajectoire très optimiste (SSP1), n'aboutissent pas à des dynamiques de MSA positives en 2050, ni à des trajectoires de richesse spécifique¹⁶ positives. Au niveau du secteur de la pêche en haute mer, seule une expansion de 50 % des AMP dans le scénario de type SSP1 élaboré par Cheung *et al.* (2019), associée à une trajectoire RCP2.6 clairement incompatible avec les politiques actuellement menées, projette une courbe positive en matière de MSA d'ici 2100.

Impacts en matière de sécurité alimentaire

L'étude de Kok *et al.* (2020) est la seule à avoir intégré un indicateur de sécurité alimentaire à l'échelle régionale. L'Afrique subsaharienne et l'Asie du Sud demeurent les régions les plus menacées dans l'ensemble de leurs scénarios.

Toutes les études montrent qu'il y a un équilibre à trouver entre la mise en place de mesures de conservation ambitieuses et une amélioration de la sécurité alimentaire. Par exemple, Obersteiner *et al.* (2016) ont révélé une corrélation positive importante entre le prix des denrées alimentaires et l'indice de performance environnementale (en incluant un indicateur de la biodiversité) pour 2030. En d'autres termes, les politiques de conservation les plus efficaces conduisent à une hausse des prix. Lorsque l'étude de Kok *et al.* (2020) projette son scénario en intégrant uniquement des mesures de conservation de la biodiversité, on constate que les risques d'insécurité alimentaire sont réduits, bien que cela ne soit pas dans les mêmes proportions que pour le scénario de référence. Avec la raréfaction des terres disponibles pour l'agriculture, avec la transition vers l'agroécologie ou l'agriculture intensive, les prix augmentent et l'accès aux denrées alimentaires est plus limité.

¹⁵ L'indice planète vivante mesure l'évolution des populations d'espèces terrestres par rapport à une année spécifique (en l'occurrence, 1970).

¹⁶ La richesse spécifique est un indicateur permettant de mesurer la biodiversité d'un écosystème ou d'une partie d'un écosystème; elle rend compte du nombre d'espèces présentes dans une zone déterminée.

Cependant, en ajoutant des mesures supplémentaires aux scénarios de conservation, comme la réduction de la consommation de viande et des déchets alimentaires, il semble possible de compenser la perte de sécurité alimentaire (Kok *et al.*, 2020). En effet, ces mesures permettraient de réduire la demande en denrées alimentaires et le prix des denrées par rapport au scénario de référence, et auront ainsi pour effet d'améliorer la sécurité alimentaire.

Impacts sur les services écosystémiques (SE)

Dans le scénario de référence de Kok *et al.* (2020), les SE d'approvisionnement (production de denrées et de fourrage) s'améliorent entre 2015 et 2070 parallèlement à l'expansion des terres consacrées à l'agriculture. Inversement, chez Johnson *et al.* (2021), les SE d'approvisionnement (production marine et exploitation forestière) diminuent à partir de 2030.

La majorité des auteurs projettent une nette diminution des services de séquestration du carbone pour les SE de régulation. Chez Johnson *et al.* (2021), néanmoins, le SE de pollinisation augmente dans le scénario de référence, tandis qu'il commence à décroître à partir de 2070 chez Kok *et al.* (2020).

Chez Pereira *et al.* (2020) et Kok *et al.* (2020), les services d'approvisionnement s'améliorent pour toutes les SSP et tous les scénarios de conservation d'ici 2050 ou 2070. En outre, Kok *et al.* (2020) ont projeté une augmentation des services de régulation terrestres dans leurs deux scénarios de conservation, à l'exception du service de séquestration du carbone, qui s'améliorerait uniquement avec l'instauration de mesures supplémentaires destinées à atténuer le changement climatique. Pereira *et al.* (2020) sont arrivés aux mêmes résultats, à l'exception du service de rétention d'azote, qui diminue dans chacun de leurs scénarios, et du service de séquestration du carbone, qui augmente légèrement dans l'ensemble de leurs scénarios (y compris la trajectoire SSP5).

Impacts économiques

Seules trois études proposent une analyse des trajectoires économiques contenues dans leurs scénarios, que ce soit sur le plan des bénéfices d'un secteur spécifique ou du PIB (PIB mondial ou PIB ventilé par pays/groupes de pays en fonction de leur richesse).

Dans le scénario de référence de Johnson *et al.* (2021), le déclin des services écosystémiques analysés (l'exploitation forestière, la production marine et la pollinisation) dans le cadre de la trajectoire de statu quo conduirait à une baisse du PIB de 90 à 225 milliards de dollars US en 2030 (en fonction de la prise en compte ou non des coûts liés au changement climatique). En 2030, la quasi-totalité de la population mondiale vivra dans des pays dont le PIB diminuera si l'on inclut les dommages liés au changement climatique ; par ailleurs, les pays les plus pauvres seront les plus impactés par la baisse du PIB par habitant. Enfin, l'ensemble des scénarios ex ante intègrent une augmentation du PIB tout en préservant les écosystèmes. La politique la plus ambitieuse permettrait d'augmenter le PIB mondial de 150 milliards de dollars US d'ici 2030.

À l'opposé, dans le scénario exploratoire de Johnson *et al.* (2021), l'effondrement des services écosystémiques de pollinisation, d'exploitation forestière et de production de poissons conduirait à une baisse du PIB à l'échelle mondiale de seulement 2,3 % (-2,7 billions de dollars US) entre 2021 et 2030 par rapport aux chiffres de référence (une baisse qui toucherait majoritairement les pays les plus pauvres). L'Afrique subsaharienne est la région où les baisses seraient les plus marquées, notamment à Madagascar et en Angola/République démocratique du Congo, où le PIB chuterait de 20 %, principalement en raison de l'effondrement de la production de bois. La deuxième région la plus affectée serait l'Asie du Sud (notamment le Bangladesh et le Pakistan), avec une baisse de 6,5 % du PIB causée principalement par la dégradation de la pollinisation.

Dans l'étude de Cheung *et al.* (2019), la contribution moyenne la plus faible en matière de génération de revenus est celle du secteur de la pêche en haute mer dans le cadre du scénario SSP1. Le coût de la pêche augmenterait en effet de 50 % pour tous les pays d'ici 2050, tandis que le prix des énergies fossiles serait en hausse et les subventions en baisse. Dans la trajectoire SSP3, avec l'augmentation des activités halieutiques au-delà de niveaux optimaux sur le plan économique, le coût total de la pêche augmenterait et les revenus baisseraient, tout particulièrement dans les pays les plus pauvres. Dans la trajectoire SSP5, une baisse des revenus est projetée car l'intensification des activités halieutiques entraînerait une hausse du coût total de la pêche dans l'ensemble des pays, quelle que soit leur niveau de richesse. Pour conclure, il est possible que la rentabilité de la pêche soit ou demeure légèrement positive d'ici 2100, mais uniquement dans les pays riches pour les scénarios SSP1 ou SSP5 ; dans le scénario SSP5, cependant, la pêche demeure rentable uniquement parce que des subventions viennent compenser le coût élevé de la pêche.

Selon Costello *et al.* (2026), l'instauration de réformes de gestion plus saines dans les pêcheries de la planète permettrait de générer 53 milliards de dollars US de revenus supplémentaires d'ici 2050. Les pays qui bénéficieraient le plus de ces réformes de gestion sont la Chine, l'Indonésie, l'Inde, le Japon, les Philippines, la Thaïlande, la Malaisie, la République de Corée, le Vietnam et Taïwan.

Comparaison des modèles

De manière générale, les résultats diffèrent grandement d'une étude à l'autre, même lorsque des hypothèses et des indicateurs similaires ont été définis : il est donc probable que ce soient les paramètres choisis dans les modèles qui fassent extrêmement varier les résultats. Le scénario de référence de Leclère *et al.* (2020) prévoit ainsi, selon la moyenne des modélisations, une légère diminution des prix relatifs des productions végétales (non destinées au secteur énergétique) entre 2010 et 2050. Néanmoins, il existe des différences considérables entre les modèles pour un même scénario : par exemple, les prix augmentent d'environ 10 % dans le modèle IMAGE et baissent d'environ 10 % dans les modèles GLOBIOM et MAGPIE.

Ainsi, il est conseillé de simuler les mêmes scénarios via différentes modélisations (Ferrier *et al.*, 2016) afin d'améliorer la robustesse des trajectoires projetées. Compte tenu des différences entre les politiques et les contextes, il paraît crucial de diversifier les types de scénarios et de modèles afin d'identifier l'approche la plus adaptée, en utilisant par ailleurs différentes échelles temporelles et spatiales. Les incertitudes inhérentes aux scénarios et aux modèles doivent être clairement évaluées et communiquées afin d'éviter la propagation de résultats trompeurs (qu'ils soient optimistes ou pessimistes). Ces incertitudes peuvent avoir pour origine différents facteurs, tels qu'une utilisation de données erronées ou insuffisantes, le manque de connaissances concernant les processus écologiques, ou encore la difficulté à prévoir les évolutions d'un système.

Conclusion

Il n'existe pas, au moment où nous écrivons, de scénario approfondi prêt à l'emploi permettant d'évaluer l'exposition de secteurs d'activité/pays aux impacts physiques et de transition liés aux changements en matière de biodiversité. Les scénarios de transition actuels relatifs à la biodiversité ne permettent pas de produire des trajectoires socioéconomiques précises, tandis que les scénarios physiques sont quasi absents du paysage. Les scénarios de transition doivent permettre d'évaluer les impacts de différentes pressions humaines sur les terres, sur les écosystèmes aquatiques, sur la végétation et sur les espèces, mais pas forcément sur l'ensemble des industries et des secteurs d'activité.

C'est pourquoi il paraît urgent d'améliorer la précision des modèles, ainsi que de mieux les relier. Cet objectif de plus long terme nécessitera l'élaboration d'un nouveau modèle de plus grande envergure. Il est donc crucial de commencer au plus tôt des travaux en ce sens. En outre, nous recommandons aux chercheurs de travailler simultanément sur des évaluations physiques ainsi que de transition, afin d'améliorer la cohérence des scénarios et la précision des trajectoires biophysiques.

Dans le même temps, il serait envisageable à court terme d'adopter les mesures suivantes afin de mieux analyser les impacts socioéconomiques résultant de la « Vision 2050 » définie par la CDB. Ces quatre étapes peuvent s'appliquer à toute entité susceptible d'établir des scénarios de biodiversité aux niveaux national et international. Cela comprend les ministères de l'économie et des finances qui désirent mieux cibler leurs politiques visant à améliorer l'état de la biodiversité ; les institutions financières/régulateurs financiers souhaitant réaliser des tests de résistance relatifs à la biodiversité ; et le monde de la recherche, dans sa volonté de renforcer les connaissances relatives à l'interrelation des dynamiques économiques et biophysiques.

1-/ La première étape consiste à multiplier les stratégies de collecte, de publication ouverte et de diffusion des données – y compris les moins conventionnelles telles que les données par satellite, l'utilisation de l'apprentissage automatique à partir de données issues de cadastres, les enquêtes sur la fiscalité ainsi qu'auprès des ménages et des entreprises – afin d'alimenter les modèles futurs tout en garantissant la reproductibilité des analyses, la transparence de leur contrôle qualité, ainsi que le respect du droit sur les données numériques.

2-/ La deuxième étape pour l'élaboration de scénarios physiques consiste à produire des données destinées à caractériser les écosystèmes d'un point de vue biophysique. Plusieurs méthodes existent, comme le cadre défini par l'ESGAP (*Environmental Sustainability Gap*, soit l'indicateur des écarts de soutenabilité environnementale). À l'origine, l'ESGAP avait été conçu pour les pays européens; il est actuellement testé dans d'autres régions (ISPONRE et UCL, 2021; NEMA et UCL, 2022; WWF, 2020). Les dernières évolutions en Europe ont conduit à l'établissement d'un Indice de progression vers la soutenabilité environnementale forte (*Strong Environmental Sustainability Progress Index* ou SESPI), qui détermine si les pays se rapprochent ou s'éloignent de standards de bon état environnemental au niveau national (Usubiaga-Liaño et Ekins, 2022). Le SESPI agrège 19 indicateurs de fonctions environnementales critiques. Chacun de ces sous-indicateurs permet de déterminer si, compte tenu des dynamiques actuelles et dans un horizon temporel limité, les fonctions environnementales critiques s'approchent ou s'éloignent d'un espace de fonctionnement sûr pour l'économie, et donc un potentiel risque d'atteindre un point de bascule.

Si elle ne prédit pas avec précision le point de bascule, cette méthodologie permet néanmoins d'indiquer si une économie s'approche ou s'éloigne de la probabilité d'un changement de régime. Cette méthode permet également de rendre compte du caractère non-interchangeable des différents types de capital (naturel, social et économique), ainsi que du caractère fini des ressources naturelles de la planète et des contraintes que ces limites font peser sur la croissance économique. L'ESGAP adopte ainsi une vision en soutenabilité forte afin d'éviter qu'un « capital naturel en état critique » ne soit transmis aux futures générations.

3-/ La troisième étape consiste à réaliser des évaluations de transition en examinant aussi précisément que possible la répartition spatiale des écosystèmes menacés et des interrelations socioéconomiques. Cela permettra ensuite d'élaborer des scénarios prospectifs (éventuellement qualitatifs) en matière de changements de pratiques, de protection des écosystèmes et de restauration.

Une solution serait ainsi d'adapter les travaux récents portant sur l'analyse des risques de transition relatifs au changement climatique (Espagne *et al.*, 2021) au contexte de la biodiversité. Cette alternative consisterait à comparer les secteurs qui dépendent de la biodiversité et impactent celle-ci dans un pays donné avec leurs équivalents, tels que le même secteur dans un type de biome similaire (en se basant sur la classification de l'UICN). Le but est ici d'identifier les potentielles opportunités d'innovation visant à réduire la dépendance à la biodiversité ou l'impact sur celle-ci dans des conditions écologiques plus ou moins équivalentes.

4-/ Enfin, il paraît important de veiller à ce que l'application des scénarios par les décideurs politiques, les régulateurs financiers et les institutions financières corresponde bien aux principes établis par ces scénarios. Depuis 2021, le NGFS a fondé un groupe de travail qui élabore des stratégies fondées sur la recherche afin d'aider les banques centrales et les superviseurs à remplir leurs missions en prenant en compte la perte de biodiversité. Il recommande plus particulièrement d'évaluer le niveau d'exposition des systèmes financiers aux risques liés à la biodiversité en conduisant des évaluations des impacts et de la dépendance, ainsi qu'en développant des analyses de scénarios et des tests de résistance relatifs à la biodiversité (INSPIRE et NGFS, 2022). Nous invitons les banques centrales à contribuer à ce travail continu. D'autre part, la TNFD, qui est un groupe de travail international constitué d'institutions financières, d'entreprises et de prestataires de services, a élaboré un cadre commun de gestion et de transparence des risques à destination des organisations, afin que celles-ci puissent signaler les risques financiers liés à la nature et y répondre, avec comme finalité de rediriger les flux financiers internationaux vers des impacts qui soient non plus négatifs, mais positifs pour la nature. Nous encourageons les banques de développement publiques et les institutions financières privées à participer à l'élaboration de ce cadre et à le tester sur leur portefeuille d'activités.

Bibliographie

- Agudelo, C. A. R., Bustos, S. L. H., & Moreno, C. A. P. (2020). Modeling interactions among multiple ecosystem services. A critical review. *Ecological Modelling*, 429, 109103.
- Andersen, M. C., Adams, H., Hope, B., & Powell, M. (2004). Risk assessment for invasive species. *Risk Analysis: An International Journal*, 24(4), 787–793.
- Appeltans, W., Ah Yong, S. T., Anderson, G., Angel, M. V., Artois, T., Bailly, N., Bamber, R., Barber, A., Bartsch, I., Berta, A., Błażewicz-Paszkowycz, M., Bock, P., Boxshall, G., Boyko, C. B., Brandão, S. N., Bray, R. A., Bruce, N. L., Cairns, S. D., Chan, T.-Y., ... Costello, M. J. (2012). The Magnitude of Global Marine Species Diversity. *Current Biology*, 22(23), Article 23. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2012.09.036>
- Bradshaw, C. J., Ehrlich, P. R., Beattie, A., Ceballos, G., Crist, E., Diamond, J., Dirzo, R., Ehrlich, A. H., Harte, J., Harte, M. E., & others. (2021). Underestimating the challenges of avoiding a ghastly future. *Frontiers in Conservation Science*, 9.
- Brondizio, E. S., Settele, J., Díaz, S., & Ngo, H. T. (2019). *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services*. Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES).
- Chenet, H., Kedward, K., Ryan-Collins, J., & van Lerven, F. (2022, April 27). *Developing a precautionary approach to financial policy: From climate to biodiversity* (Monograph No. 2). Grantham Research Institute on Climate Change and the Environment, London School of Economics and Political Science. <https://www.inspiregreenfinance.org/publications/>
- Cheung, W. W., Lam, V. W., & Wabnitz, C. C. (2019). Future scenarios and projections for fisheries on the high seas under a changing climate. *Fisheries*.
- Costello, C., Ovando, D., Clavelle, T., Strauss, C. K., Hilborn, R., Melnychuk, M. C., Branch, T. A., Gaines, S. D., Szuwalski, C. S., Cabral, R. B., & others. (2016). Global fishery prospects under contrasting management regimes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(18), 5125–5129.
- Ferrier, S., Ninan, K. N., Leadley, P., Alkemade, R., Acosta-Michlik, L., Akçakaya, H. R., Kabubo-Mariara, J., Lundquist, C., Obersteiner, M., Pereira, H., Peterson, G., Pichs-Madruga, R., Ravindranath, N. H., Rondinini, C., & Wintle, B. (2016). *Summary for policymakers of the assessment report of the methodological assessment of scenarios and models of biodiversity and ecosystem services* (p. 32). Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES). https://ipbes.net/sites/default/files/downloads/pdf/SPM_Deliverable_3c.pdf
- Häyhä, T., Lucas, P. L., van Vuuren, D. P., Cornell, S. E., & Hoff, H. (2016). From Planetary Boundaries to national fair shares of the global safe operating space—How can the scales be bridged? *Global Environmental Change*, 40, 60–72.
- Hirsch, T., Mooney, K., & Cooper, D. (2020). *Global Biodiversity Outlook 5*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity. <https://www.cbd.int/gbo/gbo5/publication/gbo-5-en.pdf>
- INSPIRE & NGFS. (2022). *Central banking and supervision in the biosphere: An agenda for action on biodiversity loss, financial risk and system stability*. https://www.ngfs.net/sites/default/files/medias/documents/central_banking_and_supervision_in_the_biosphere.pdf
- ISPONRE & UCL. (2021). *Strong Environmental Sustainability in Vietnam. Piloting the Environmental Sustainability Gap Framework (ESGAP) and Strong Environmental Sustainability Index (SESI)* [Report for Agence Française de Développement]. https://www.afd.fr/sites/afd/files/2022-06-03-17-23/S%C3%A9rie%20grise_ESGAP%20Vietnam%20Report_March%202023.pdf
- Johnson, J. A., Ruta, G., Baldos, U., Cervigni, R., Chonabayashi, S., Corong, E., Gavryliuk, O., Gerber, J., Hertel, T., Nootenboom, C., & others. (2021). *The Economic Case for Nature: A global Earth-economy model to assess development policy pathways*. World Bank.
- Kok, M. T., Meijer, J. R., van Zeist, W.-J., Hilbers, J. P., Immovilli, M., Janse, J. H., Stehfest, E., Bakkenes, M., Tabeau, A., Schipper, A. M., & others. (2020). Assessing ambitious nature conservation strategies within a 2 degree warmer and food-secure world. *BioRxiv*.

- Leclère, D., Obersteiner, M., Barrett, M., Butchart, S. H., Chaudhary, A., De Palma, A., DeClerck, F. A., Di Marco, M., Doelman, J. C., Dürauer, M., & others. (2020). Bending the curve of terrestrial biodiversity needs an integrated strategy. *Nature*, 585(7826), 551–556.
- NEMA & UCL. (2022). *Strong Environmental Sustainability in Kenya. A case study in the Environmental Sustainability Gap Framework (ESGAP) and Strong Environmental Sustainability Index (SESI)* [Report for Agence Française de Développement]. https://www.afd.fr/sites/afd/files/2022-06-03-05-59/S%C3%A9rie%20grise_ESGAP%20Kenya%20Report_March%202023.pdf
- Obersteiner, M., Walsh, B., Frank, S., Havlík, P., Cantele, M., Liu, J., Palazzo, A., Herrero, M., Lu, Y., Mosnier, A., & others. (2016). Assessing the land resource–food price nexus of the Sustainable Development Goals. *Science Advances*, 2(9), e1501499.
- Olson, L. J. (2006). The economics of terrestrial invasive species: A review of the literature. *Agricultural and Resource Economics Review*, 35(1), 178–194.
- O'Neill, B. C., Kriegler, E., Ebi, K. L., Kemp-Benedict, E., Riahi, K., Rothman, D. S., van Ruijven, B. J., van Vuuren, D. P., Birkmann, J., Kok, K., Levy, M., & Solecki, W. (2017). The roads ahead: Narratives for shared socioeconomic pathways describing world futures in the 21st century. *Global Environmental Change*, 42, 169–180. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.01.004>
- O'Neill, B. C., Kriegler, E., Riahi, K., Ebi, K. L., Hallegatte, S., Carter, T. R., Mathur, R., & van Vuuren, D. P. (2014). A new scenario framework for climate change research: The concept of shared socioeconomic pathways. *Climatic Change*, 122(3), Article 3. <https://doi.org/10.1007/s10584-013-0905-2>
- Otero, I., Farrell, K. N., Pueyo, S., Kallis, G., Kehoe, L., Haberl, H., Plutzar, C., Hobson, P., García-Márquez, J., Rodríguez-Labajos, B., & others. (2020). Biodiversity policy beyond economic growth. *Conservation Letters*, 13(4), e12713.
- Popp, A., Calvin, K., Fujimori, S., Havlik, P., Humpenöder, F., Stehfest, E., Bodirsky, B. L., Dietrich, J. P., Doelmann, J. C., Gusti, M., Hasegawa, T., Kyle, P., Obersteiner, M., Tabeau, A., Takahashi, K., Valin, H., Waldhoff, S., Weindl, I., Wise, M., ... Vuuren, D. P. van. (2017). Land-use futures in the shared socio-economic pathways. *Global Environmental Change*, 42, 331–345. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2016.10.002>
- Pörtner, H. O., Scholes, R. J., Agard, J., Archer, E., Arneeth, A., Bai, X., Barnes, D., Burrows, M., Chan, L., Cheung, W. L. W., & others. (2021). *Scientific outcome of the IPBES-IPCC co-sponsored workshop on biodiversity and climate change*.
- Riahi, K., van Vuuren, D. P., Kriegler, E., Edmonds, J., O'Neill, B. C., Fujimori, S., Bauer, N., Calvin, K., Dellink, R., Fricko, O., Lutz, W., Popp, A., Cuaresma, J. C., Kc, S., Leimbach, M., Jiang, L., Kram, T., Rao, S., Emmerling, J., ... Tavoni, M. (2017). The Shared Socioeconomic Pathways and their energy, land use, and greenhouse gas emissions implications: An overview. *Global Environmental Change*, 42, 153–168. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2016.05.009>
- Rosenzweig, C., Elliott, J., Deryng, D., Ruane, A. C., Müller, C., Arneeth, A., Boote, K. J., Folberth, C., Glotter, M., Khabarov, N., Neumann, K., Piontek, F., Pugh, T. A. M., Schmid, E., Stehfest, E., Yang, H., & Jones, J. W. (2014). Assessing agricultural risks of climate change in the 21st century in a global gridded crop model intercomparison. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(9), Article 9. <https://doi.org/10.1073/pnas.1222463110>
- Stohlgren, T. J., & Schnase, J. L. (2006). Risk analysis for biological hazards: What we need to know about invasive species. *Risk Analysis: An International Journal*, 26(1), 163–173.
- Svartzman, R., Espagne, E., Gauthey, J., Hadji-Lazaro, P., Salin, M., Allen, T., Berger, J., Calas, J., Godin, A., & Vallier, A. (2021). A “Silent Spring” for the Financial System? Exploring Biodiversity-Related Financial Risks in France. In *Working papers* (No. 826; Working Papers, Issue 826). Banque de France. <https://ideas.repec.org/p/bfr/banfra/826.html>
- Teh, L., Lam, V., Cheung, W., Miller, D., Teh, L., & Sumaila, U. R. (2017). Impact of high seas closure on food security in low-income fish-dependent countries. In *Handbook on the Economics and Management of Sustainable Oceans*. Edward Elgar Publishing.
- Turner, M. G., Calder, W. J., Cumming, G. S., Hughes, T. P., Jentsch, A., LaDeau, S. L., Lenton, T. M., Shuman, B. N., Turetsky, M. R., Ratajczak, Z., Williams, J. W., Williams, A. P., & Carpenter, S. R. (2020). Climate change, ecosystems and abrupt change: Science priorities. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 375(1794), Article 1794. <https://doi.org/10.1098/rstb.2019.0105>
- Usubiaga-Liaño, A., & Ekins, P. (2022). Are we on the right path? Measuring progress towards environmental sustainability in European countries. *Sustainability Science*, 1–16.

- Usubiaga-Liaño, A., & Ekins, P. (2021b). Monitoring the environmental sustainability of countries through the strong environmental sustainability index. *Ecological Indicators*, 132, 108281.
- Usubiaga-Liaño, A., & Ekins, P. (2021a). Time for Science-Based National Targets for Environmental Sustainability: An Assessment of Existing Metrics and the ESGAP Framework. *Frontiers in Environmental Science*, 524.
- van Toor, J., Piljic, D., Schellekens, G., van Oorschot, M., & Kok, M. (2020). Indebted to nature, Exploring biodiversity risks for the Dutch financial sector. *DeNederlandscheBank & Planbureau Voor de Leefomgeving*. <https://www.dnb.nl/media/4c3fqawd/indebted-to-nature.pdf>
- van Vuuren, D. P., Edmonds, J., Kainuma, M., Riahi, K., Thomson, A., Hibbard, K., Hurtt, G. C., Kram, T., Krey, V., Lamarque, J.-F., Masui, T., Meinshausen, M., Nakicenovic, N., Smith, S. J., & Rose, S. K. (2011). The representative concentration pathways: An overview. *Climatic Change*, 109(1), Article 1. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0148-z>
- van Vuuren, D. P., Kriegler, E., O'Neill, B. C., Ebi, K. L., Riahi, K., Carter, T. R., Edmonds, J., Hallegatte, S., Kram, T., Mathur, R., & Winkler, H. (2014). A new scenario framework for Climate Change Research: Scenario matrix architecture. *Climatic Change*, 122(3), Article 3. <https://doi.org/10.1007/s10584-013-0906-1>
- Waldron, A., Adams, V., Allan, J., Arnell, A., Asner, G., Atkinson, S., Baccini, A., Baillie, E., Balmford, A., Beau, J. A., Brander, L., Brondizio, E., Bruner, A., Burgess, N., Burkart, K., Butchart, S., Button, R., Carrasco, R., Cheung, W., ... Zhang, Y. (2020). *Protecting 30 % of the planet for nature: Costs, benefits and economic implications*. 58.
- WWF. (2020). *Living Planet Report 2020: Bending the Curve of Biodiversity Loss* (Almond, R.E.A., Grooten M. and Petersen, T. (Eds)). <https://livingplanet.panda.org/en-us/>

Liste des sigles et abréviations

AMP	Aire marine protégée
AP	Aire protégée
CDB	Convention sur la diversité biologique
EE-MRIO	Tables entrées/sorties multirégionales avec extensions environnementales
ENCORE	Explorer les opportunités, les risques et l'exposition en matière de capital naturel (<i>Exploring Natural Capital Opportunities, Risks, and Exposure</i>)
GES	Gaz à effet de serre
GTAP	Projet d'analyse du commerce mondial (<i>Global Trade Analysis Project</i>)
GTAP-AEZ	Zones agroécologiques du GTAP
IAM	Modèle d'évaluation intégrée
IIB	Indice d'intégrité de la biodiversité (IIB)
IPV	Indice planète vivante
MSA	Abondance moyenne spécifique (<i>Mean Species Abundance</i>)
NGFS	Réseau pour le verdissement du système financier (<i>Network for Greening the Financial System</i>)
OCDE	Organisation de coopération et de développement économiques
ODD	Objectif de développement durable
PIB	Produit intérieur brut
RCP	Trajectoires d'émissions et de concentrations de gaz à effet de serre (<i>Representative Concentration Pathway</i>)
SE	Service écosystémique
SSP	Trajectoire socioéconomique partagée (<i>Shared Socioeconomic Pathways</i>)
TNFD	Mission pour l'évaluation et la transparence des risques financiers liés à la nature (<i>Taskforce on Nature-related Financial Disclosures</i>)

Les Éditions Agence française de développement (AFD) publient des travaux d'évaluation et de recherche sur le développement durable. Réalisées avec de nombreux partenaires du Nord et du Sud, ces études contribuent à l'analyse des défis auxquels la planète est confrontée, afin de mieux comprendre, prévoir et agir, en faveur des Objectifs de développement durable (ODD). Avec un catalogue de plus de 1000 titres, et 80 nouvelles œuvres publiées en moyenne chaque année, les Éditions Agence française de développement favorisent la diffusion des savoirs et des expertises, à travers leurs collections propres et des partenariats phares. Retrouvez-les toutes en libre accès sur editions.afd.fr. Pour un monde en commun.

Avertissement

Les analyses et conclusions de ce document sont formulées sous la responsabilité de leur(s) auteur(s). Elles ne reflètent pas nécessairement le point de vue officiel de l'Agence française de développement ou des institutions partenaires.

Directeur de publication Rémy Rioux

Directeur de la rédaction Thomas Mélonio

Création graphique MeMo, Juliegilles, D. Cazeils

Conception et réalisation Luciole

Crédits et autorisations

License Creative Commons

Attribution – Pas de commercialisation – Pas de modification

<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>



Dépôt légal 4^e trimestre 2022

ISSN 2680-7416 | **ISSN numérique** 2741-759X

Imprimé par le service de reprographie de l'AFD

Pour consulter les autres publications

de la collection Policy Paper :

<https://www.afd.fr/collection/policy-papers>