> EXPERTISE ET SYNTHÈSE

Indicateurs et outils de mesure

Évaluer l'impact des activités humaines sur la biodiversité ?

FRB
FONDATION POUR LA RECHERCHE SUR LA BIODIVERSITÉ

OFB
OFFICE FRANÇAIS DE LA BIODIVERSITÉ

Introduction

La plate-forme intergouvernementale sur la biodiversité et les services écosystémiques (Ipbes) a publié, en mai 2019, un rapport d'évaluation à l'échelle mondiale de la biodiversité et des services écosystémiques très alarmant. Ce document s'intéresse au rôle clef des indicateurs d'état, d'impact et de réponse pour informer, passer à l'action et enrayer le déclin du vivant. Pour l'ensemble des acteurs, publics et privés, des producteurs aux consommateurs et citoyens, ces indicateurs doivent aider à engager les changements susceptibles d'enrayer l'érosion de la biodiversité, permettre aux sociétés humaines de s'orienter vers des trajectoires socio-économiques durables assurant une meilleure coexistence avec le reste du vivant et la préservation de celui-ci.

Depuis de nombreuses années, un grand nombre d'indicateurs a été développé ; certains ont été adoptés par les gouvernements ou par la CBD dès 2004. Ils ont été proposés par des acteurs divers : ONG, universitaires, pouvoirs publics, acteurs privés…

La demande d'analyse et d'évaluation des indicateurs d'impact sur la biodiversité est donc générale. Elle est exprimée par le Conseil d'orientation stratégique (Cos) de la FRB, les pouvoirs publics, notamment le ministère de la transition écologique. Elle s'intègre à la fois dans les objectifs du Plan Biodiversité (Actions 30 et 31) et dans les actions internationales pour préparer un agenda post-2020 pour la biodiversité qui sera finalisé lors de la 15e Conférence des Parties (COP 15) de la Convention sur la diversité biologique (CDB). Elle alimente en outre la réflexion menée par l'Observatoire national de la biodiversité (ONB) de l'Office Français de la Biodiversité (OFB, ex-AFB) pour l'élaboration d'un jeu d'indicateurs de suivi de la biodiversité au niveau national.

Les dépendances directes et indirectes des acteurs à la biodiversité

Une première préoccupation a été l'évaluation de la dépendance des sociétés humaines à la biodiversité. Cette dépendance peut être caractérisée par la notion de « services écosystémiques », ainsi que par la notion de « contributions de la nature aux humains » : purification d'eau, pollinisation, fertilité des sols, dégradation et recyclage de la matière organique, épuration de l'air, prévention et régulation des pathogènes et des ravageurs des cultures… La dégradation de ces services affecte les sociétés à plus ou moins court terme.

La posture des entreprises, secteurs et filières du secteur privé marchand est diverse face à la question de la dépendance et des indicateurs. Certaines filières exploitent directement le vivant et partagent avec la biodiversité

une relation étroite qui se traduit d'une part par un usage et des impacts sur la biosphère, d'autre part par des bénéfices et un potentiel de développement économique. Pour ces acteurs pour qui la biodiversité représente une part fondamentale de leur performance et de leur réussite à moyen ou longs termes, les avantages qu'ils en retirent sont déjà en partie quantifiés. Pour d'autres secteurs ou filières, cette dépendance est ressentie comme secondaire, voire inexistante. Pour ces acteurs, la préservation de la biodiversité peut être vécue comme un coût, voire un frein au développement économique, ou, au travers du respect des réglementations nationales, un élément non négligeable de distorsion de concurrence.

Néanmoins, pour tous les acteurs, les contributions indirectes de la biodiversité – à travers les services écosystémiques, les contributions de la nature aux humains – sont essentielles, mais restent souvent mal ou peu quantifiées. Des indicateurs, voire des outils, sont donc nécessaires, pour les entreprises, les citoyens, les pouvoirs publics, afin d'estimer ces dépendances, directes et indirectes, locales et globales, décider en conséquence – par exemple pour l'État, élaborer des politiques publiques, réguler.

Engager des changements systémiques : de la dépendance aux impacts et à leur réduction.

Au-delà, à cause de cette dépendance, une autre préoccupation, objet de cette publication, est la construction d'indicateurs et d'outils qui aident les acteurs à rendre compte des impacts de leurs activités sur la biodiversité, et à les réduire. Il s'agit d'évaluer les effets des actions engagées afin de réduire les pressions, améliorer les interactions avec la biodiversité.

Les indicateurs et les outils doivent aider à effectuer une transition écologique, à passer des objectifs aux engagements, à aider tous les acteurs publics et privés, les décideurs politiques et économiques, à l'échelle d'un territoire ou d'un pays, à estimer, comparer, et surtout à réduire leurs impacts, directs et indirects, sur la biodiversité, à améliorer leurs réponses face au déclin de la biodiversité. Ces indicateurs doivent être lisibles, et compréhensibles par l'ensemble des parties prenantes.

Cadre et objectifs de cette publication : un focus sur des indicateurs d'impact en plein développement.

L'ambition des travaux conduits par la FRB et par l'ONB, présentés dans cette publication, est de donner des pistes pour améliorer des outils de mesure des impacts qui se développent. Elle rend compte, sous une forme accessible des ateliers et du colloque scientifique qui ont été organisés en octobre 2019. Leur objectif était d'instaurer un dialogue entre acteurs – développeurs d'outils et utilisateurs potentiels – et chercheurs académiques autour de la question

des indicateurs de la biodiversité et de la mesure de l'impact écologique des activités humaines.
Les questions suivantes ont présidé à l'organisation du travail tout au long de l'année :

- Quels sont les indicateurs outils disponibles pour mesurer les impacts des activités humaines ?
- Comment sont-ils évalués ?
- Peut-on proposer un indicateur global de biodiversité comme il existe un indicateur global pour le climat ?

Cette publication s'est concentrée sur une sélection d'outils de mesure d'impact des activités humaines sur la biodiversité. Elle procède à une analyse approfondie de leur construction et de leur potentiel d'application à différentes échelles et dans des contextes sectoriels différents, ainsi que de leur pertinence vis-à-vis de la biodiversité. Ces outils de mesure reposent sur une approche pluridimensionnelle, intégrative, qui tente de lier activités, pressions et impacts sur la biodiversité en une seule chaîne. Ils s'intéressent à différent niveaux d'application : un produit et son cycle de vie, un projet et ses sites, une entreprise et ses unités opérationnelles.

Il s'agissait également de questionner la pertinence de l'utilisation de ces outils – s'intéressant d'abord au secteur privé marchand – par les pouvoirs publics.

Le travail engagé a permis de dresser un état de lieux, unique à ce jour, des connaissances sur des outils de mesure d'impact des activités humaines sur la biodiversité, sur leur utilisation, de questionner leurs fondements et pertinence scientifiques, de mettre en avant leurs atouts et leurs lacunes, ainsi que leur conformité avec les attentes des utilisateurs.

Les conclusions de l'étude et des ateliers, présentés dans cette publication, ont permis de balayer bonnes pratiques et méthodes et de discuter de pistes d'amélioration possibles. Onze recommandations et pistes d'actions sont ainsi proposées pour améliorer la pertinence des outils d'évaluation des impacts des activités humaines sur la biodiversité et en faciliter l'utilisation.

SOMMAIRE

7 **1. Outils mobilisés pour évaluer l'impact des activités humaines sur la biodiversité**
8 1.1. Mesurer l'impact des activités humaines sur la biodiversité : une question récurrente
9 1.2. Deux approches : les indicateurs de suivi et les outils d'évaluation des impacts
9 1.2.1. Indicateurs de suivi : pressions ou état ou réponses
9 1.2.2. Outils d'évaluation des impacts : activités et pressions et impacts
9 1.2.3. Des initiatives publiques et privées fédératrices
10 1.3. Utilisation actuelle et potentiel de déploiement des outils d'évaluation des impacts
10 1.3.1. Méthodologie et représentativité de l'enquête
11 1.3.2. Principaux résultats de l'enquête
14 1.4. Deux cadres conceptuels majeurs pour évaluer l'impact des activités humaines sur la biodiversité
15 1.4.1. Le cadre Pressions – État – Réponses (PER)
16 1.4.2. Le cadre de l'Analyse du cycle de vie des produits et services

21 **2. Peut-on vraiment mesurer l'impact des activités humaines sur la biodiversité ?**
22 2.1. Mesurer l'impact des activités humaines sur la biodiversité : est-il possible d'adopter la même démarche que pour le climat ?
22 2.1.1. Le modèle du changement climatique et de l'équivalent carbone
23 2.1.2. Le cas de la biodiversité : emboîtements et facettes
25 2.2. Le développement d'une méthodologie d'évaluation comme tentative de réponse
26 2.2.1. Le choix des outils à évaluer
26 2.2.2. Description succincte des sept outils évalués
28 2.2.3. Le cadre de référence et les items de l'évaluation
29 2.2.4 Déroulé et résultats de l'évaluation
30 2.3. Les résultats synthétiques des évaluations des outils
30 2.3.1. Product Biodiversity Footprint (PBF)
34 2.3.2. Product Biodiversity Footprint for Financial Institution (BFFI)
38 2.3.3. Global Biodiversity Score ™ (GBS)
42 2.3.4. Biodiversity Impact Metric (BIM)
46 2.3.5. Species Threat Abatement and Recovery (STAR)
50 2.3.6. Biodiversity Indicator for Extractive Companies (BIEC)
53 2.3.7. Biodiversity Indicator and Reporting System (BIRS)

59 **3. Perspectives ouvertes par les évaluations et le dialogue multi-acteurs**
60 3.1. Quelques approches intégratives complémentaires aux outils
60 3.1.1. Complémentarité des cadres Pressions – État – Réponses (PER) et Analyse de cycle de vie (ACV)
61 3.1.2. L'approche par les « variables essentielles de biodiversité » (EBV)
62 3.1.3. Le cadre DPSIR appliqué au cadre conceptuel de l'Ipbes
66 3.2. Recommandations et pistes d'actions

73 **4. Conclusion**

77 **5. Annexes**
78 Annexe 1. Questions de l'enquête
79 Annexe 2. Questions de la grille d'évaluation scientifique
81 Annexe 3. Liste de quelques indicateurs et d'autres informations à valeur indicatrice, présentes dans l'évaluation mondiale de la biodiversité et des écosystèmes publiée par l'Ipbes en 2019.
84 Liste des cartes, tableaux et figures
85 Bibliographie

1. Outils mobilisés pour évaluer l'impact des activités humaines sur la biodiversité

La notion de biodiversité est relativement récente dans le paysage de la recherche et de la société civile puisqu'elle a été popularisée au début des années 1980 (Franco *et al.*, 2013). Définie de façon simple comme « tissu vivant de la planète », source de nombreux services, la biodiversité est avant tout le fruit de plus de trois milliards d'années d'évolution. En 1992, le premier accord mondial sur la conservation et l'utilisation durable de la diversité biologique est signé. Il permet de reconnaître que la conservation de la diversité biologique est « une préoccupation commune à l'humanité » et qu'elle fait partie intégrante du processus de développement.

1.1. Mesurer l'impact des activités humaines sur la biodiversité : une question récurrente

À travers les usages, les pratiques, les modes de gestion de la biodiversité… les activités humaines exercent des pressions. Sous l'effet de ces pressions directes et indirectes, la biodiversité s'érode à une vitesse alarmante. L'évaluation mondiale de la biodiversité et des services écosystémiques publiée en 2019 par la Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (Ipbes), identifie cinq grandes pressions directes responsables de l'érosion de la biodiversité :

- changement d'usage des sols et des terres,
- exploitation des espèces et des habitats,
- changement climatique,
- pollutions,
- espèces exotiques envahissantes.

La prise de conscience, au niveau politique international, de l'importance de la biodiversité et de son érosion a conduit les institutions mondiales et régionales, au début des années 1970, à adopter des conventions relatives aux écosystèmes, au vivant, mais aussi aux pollutions et à la qualité de l'air (France Diplomatie, 2005), puis, à partir des années 1990, à développer des méthodes d'évaluation des performances environnementales. Depuis les années 1970, acteurs publics et privés s'engagent aussi en faveur de l'environnement et de la biodiversité (UICN, 2014), souvent à travers le prisme du développement durable. En parallèle, les législations européenne et française évoluent et demandent aux acteurs privés marchands et aux collectivités : d'une part d'évaluer les incidences de leurs projets sur la biodiversité et, d'autre part, de prendre en compte les questions environnementales, (incluant pressions et protection de la biodiversité) au même titre que les préoccupations sociales et d'en rendre compte, auprès des parties prenantes et des services de l'état. Plusieurs concepts émergent également, dans le registre des « ressources », pour alerter sur les limites de la planète (caractère épuisable des ressources si elles sont exploitées non durablement) et l'interdépendance des entreprises aux milieux naturels.

De façon plus spécifique, l'état français s'est engagé depuis plusieurs années à protéger la biodiversité par le biais de lois et de dispositifs fiscaux (notamment la loi relative à la protection de la nature de 1976 et la loi sur la protection et la mise en valeur des paysages de 1993), de stratégies nationales pour la biodiversité (SNB de 2004 et 2011), des modifications du Code de l'environnement et du Code rural et de la pêche maritime, et, récemment, par promulgation de la loi pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages (9 août 2016) et l'adoption du Plan biodiversité (4 juillet 2018).

Ainsi, les entreprises et les collectivités se sont-elles emparées de la question sous l'effet d'injonctions législatives – rapport de développement durable des collectivités, rapport de responsabilité sociétale pour les entreprises – et d'engagements volontaires pour des motifs variés – respect de l'environnement pour un développement économique et social durable, communication et positionnement différenciant sur les marchés, etc. – dans une logique de diminution des impacts et des pressions sur la biodiversité pour lutter contre son érosion. Cette logique conduit au besoin d'indicateurs et d'outils de mesure d'impact sur la biodiversité, dans une approche similaire à ce qui est développé pour lutter contre le changement climatique avec la mesure de l'empreinte carbone.

Toutefois, la difficulté à évaluer et quantifier les impacts sur la biodiversité, potentiels ou réels, en fonction de scénarii et à de multiples échelles (produits, sites, projets, unité d'activités, entreprises locales ou mondiales, collectivités, pays…) constitue un possible frein à l'action : fournir en ce domaine des éléments d'appui d'aide à la décision reste crucial.

Outils mobilisés pour évaluer l'impact des activités humaines sur la biodiversité

1.2. Deux approches : les indicateurs de suivi et les outils d'évaluation des impacts

A partir des travaux développés dans les champs scientifique et politique, les organisations – non gouvernementales, privées marchandes du secteur conseil, publiques nationales ou internationales – s'orientent vers deux voies pour aider les responsables des politiques environnementales publiques et privées à s'y retrouver en termes d'évaluation des impacts : les indicateurs de suivi et les outils de mesure d'impacts. Si cette dichotomie est simplificatrice, elle permet d'illustrer le propos. La définition « d'indicateur » et les cadres conceptuels seront discutés au point 3.

1.2.1. Indicateurs de suivi : pressions ou état ou réponses

Ils rendent compte de l'évolution de l'état de la biodiversité pour une ou plusieurs de ses dimensions (par exemple : l'indicateur d'intégrité du peuplement d'Odonates qui repose sur un inventaire en un site donné comparé à une liste d'espèces attendues ; l'indicateur de Suivi Temporel des Oiseaux Communs (STOC) qui permet d'évaluer les variations spatiales et temporelles de l'abondance des populations nicheuses d'oiseaux communs). Ce type d'indicateurs peut être agrégé avec d'autres dimensions pour former des indices ou index de biodiversité (par exemple : l'indice d'habitat des espèces (SHI) qui quantifie les changements qui surviennent dans les habitats d'une espèce et fournit une estimation des pertes potentielles de populations et/ou des augmentations du risque d'extinction).

Ces indicateurs s'inscrivent souvent dans le cadre « Pressions – État – Réponses » (PER) pour lequel on retrouve, outre les indicateurs écologiques d'évolution de l'état de la biodiversité, des indicateurs socio-économiques de suivi des pressions ou des réponses de la société. La mise en correspondance de ces indicateurs, combinés à la littérature scientifique, constitue une approche pour relier activités, pressions et impacts.

En France, des indicateurs sont mis à disposition par l'Observatoire national de la biodiversité (ONB) piloté par l'Office Français de la Biodiversité (OFB). Au niveau international, l'Ipbes présente dans son rapport une série d'indicateurs pour évaluer l'état de la biodiversité et les impacts des activités humaines.

Il existe de nombreux développements méthodologiques pour de nouveaux indicateurs de ce type mais aussi des inventaires des jeux d'indicateurs existants, ceci afin de proposer un ensemble commun d'indicateurs (« set » de référence permettant de composer un tableau de bord) adaptés aux besoins d'acteurs (entreprises, collectivités…), besoins thématiques (secteurs d'activités, ressources naturelles utilisées) et juridiques (rapportage).

1.2.2. Outils d'évaluation des impacts : activités et pressions et impacts

Ils visent à rendre compte des impacts des activités sur la biodiversité pour une ou plusieurs de ses dimensions, mais en intégrant, dans leur méthodologie de calcul, la chaîne complète activités – pressions – impacts. Ils se basent sur des outils et modèles existants ou développent leur propre approche pour relier, de façon explicite ou non, ces termes.

Les développements méthodologiques de ces outils intégrés sont récents et sont surtout destinés aux entreprises, voire aux États. Ils se focalisent sur deux objectifs majeurs :

- Définir l'impact des activités sur la biodiversité en termes d'évaluation ex-*post* pour le rapportage, l'évaluation des réponses mises en place – notamment en matière de politiques publiques –, l'amélioration des pratiques.
- Définir l'impact ex-*ante* pour la prise de décision pour le développement d'activités, d'investissements.

Ces démarches aboutissent à la conception d'outils de mesure d'impacts des activités humaines sur la biodiversité, basés sur des méthodologies complexes, pluridimensionnelles et avec des cadres d'application spécifiques (produit, site, unité d'activité économique etc.). Ces outils, aboutissant à terme à des indicateurs quantitatifs ou qualitatifs, mobilisent souvent les cadres « Pressions – État – Réponses » (PER) et « Analyse du cycle de vie » (ACV). C'est sur ces outils que porte la présente étude.

1.2.3. Des initiatives publiques et privées fédératrices

Ces indicateurs et outils, outre les aspects de rapportage obligatoire, peuvent encourager et fédérer les acteurs économiques et politiques dans des démarches transformatrices favorables à la biodiversité.

Parmi les initiatives particulièrement actives sur la question des indicateurs et outils, citons celles qui ont été consultées pour cette étude :

- *Initiative Aligning Biodiversity Measures for Business* (ABMB) menée par le Centre de surveillance de la conservation de la nature des Nations-Unies (UNEP-WCMC). Cette initiative réunit les concepteurs d'outils d'évaluation d'impacts pour les entreprises afin de développer une vision méthodologique et stratégique commune. L'objectif est de tendre vers des indicateurs robustes de contribution des entreprises aux objectifs mondiaux de préservation de la biodiversité.

• Plateforme européenne *Business@Biodversity* (B@B) mise en place par la Commission européenne. Lieu d'échanges, cette plateforme aide à mieux comprendre les interdépendances entre les activités des entreprises, le capital naturel et la biodiversité ainsi que les risques et bénéfices associés. Elle vise à développer des outils, dont des outils d'évaluation des impacts, permettant d'intégrer le capital naturel dans les activités économiques.

• Plateforme France RSE de France Stratégie. Cette plateforme nationale « formule des recommandations sur les questions sociales, environnementales et de gouvernance, soulevées par la responsabilité sociétale des entreprises ». Elle s'est notamment intéressée aux outils d'évaluations des impacts des entreprises sur la biodiversité.

• Organisation pour le Respect de l'Environnement dans l'Entreprise (ORÉE). Cette association, qui réunit entreprises, collectivités et organismes académiques au service des territoires, travaille sur les liens entre économie et biodiversité (interdépendances, rapportage RSE). C'est aussi le point focal de l'Initiative Française pour les Entreprises et la Biodiversité, déclinaison du programme *Global Partnership for Business and Biodiversity* de la CDB.

• Entreprises pour l'Environnement (EPE). Cette association regroupe de grandes entreprises françaises et internationales issues de tous les secteurs de l'économie. Elle a notamment travaillé sur les méthodes, outils, indicateurs et partenariats pour mieux appréhender et gérer les impacts directs et sur l'amélioration de la prise en compte des impacts indirects des entreprises sur la biodiversité à travers la gestion des impacts tout au long de la chaîne de valeur.

De nombreuses initiatives engagent ainsi les acteurs à réfléchir à leurs pratiques. Notons que certaines adoptent la notion de « capital naturel » (Pearce *et al.*, 1989) comme cadre de réflexion. Issu de la recherche en économie (Åkerman, 2003) et popularisé au début des années 1990 (OECD, 1993), ce concept vise à intégrer l'environnement dans l'économie, à comptabiliser ses valeurs et dégradations, à penser la durabilité des activités humaines. Le capital naturel recouvre les ressources naturelles renouvelables et non-renouvelables et les services écosystémiques – termes à rapprocher, dans le champ de l'écologie scientifique, aux écosystèmes et à la biodiversité. Un des postulats est que le fonctionnement des écosystèmes et la biodiversité sont nécessaires à la production de valeur dans l'économie : ce sont des éléments stratégiques à prendre en compte et dont il faut rendre compte.

1.3. Utilisation actuelle et potentiel de déploiement des outils d'évaluation des impacts

Interpellée par les membres de son Conseil d'orientation stratégique (Cos) et face aux attentes politiques d'un indicateur d'impact sur la biodiversité, la FRB s'est emparée de la question des outils d'évaluation des impacts afin de porter à connaissance des outils déjà existants, les évaluer et ouvrir le débat sur le besoin d'améliorations méthodologiques basées sur la recherche et les connaissances scientifiques, le besoin d'appropriation de ces outils par les acteurs. Une équipe projet mixte a été constituée avec l'OFB (ex-AFB) pour mener cette étude.

Dans un premier temps, la FRB a piloté une enquête auprès d'acteurs de la société afin d'avoir un aperçu des perceptions et de la connaissance relative des indicateurs et outils d'évaluation d'impact sur la biodiversité, de leurs utilisations actuelles et potentielles, des lacunes et difficultés de mise en œuvre, des attentes vis-à-vis de ces indicateurs et outils, et des pistes d'amélioration pour populariser et raffiner ces outils.

1.3.1. Méthodologie et représentativité de l'enquête

L'enquête a été co-construite par l'équipe projet. Elle s'est présentée sous la forme d'un questionnaire divisée en quatre parties :

• informations générales pour caractériser le répondant, notamment en termes de type de structure et de secteur d'activité,

• état des lieux de la connaissance et de l'utilisation des indicateurs et des outils,

• attentes vis-à-vis des caractéristiques de ces indicateurs et outils,

• pistes d'actions qui favoriseraient l'utilisation des outils.

L'enquête a été diffusée en ligne du 5 mai au 15 juillet 2019, auprès des membres du Comité d'orientation stratégique (Cos) de la FRB et relayée par l'AFB vers l'initiative Capitales de la biodiversité, les observatoires territoriaux de la biodiversité, des entreprises engagées dans la SNB, etc. et a fait l'objet de deux relances. La liste des questions est en annexe 1 p.78.

78 personnes, de 78 structures différentes, ont répondu avec une représentation relativement équilibrée du secteur privé marchand (34,6%), du secteur public (28,2%) et la société civile (29,5%) par l'intermédiaire des Associations « Loi 1901 » et Fondations.

Le domaine d'activité des répondants inclut principalement des activités liées à l'environnement, à l'écologie et au développement durable (44,9%), suivi par les activités liées à l'agriculture et à l'agroalimentaire (16,7%), à l'énergie (9%), au BTP et à l'architecture (6,4%). D'autres domaines ont également répondu, mais de façon plus marginale : conseil, automobile, chimie, pharmaceutique, enseignement, formation, hôtellerie, restauration, tourisme, matériaux, immobilier, fonction publique et interprofessions.

Près de la moitié des répondants représentent les grandes entreprises avec un effectif de salariés supérieur à 250 personnes. Les structures à effectif moyen, petit et les microentreprises constituent respectivement 17,9%, 14,1% et 21,8% des répondants. En termes géographiques, la grande majorité des réponses a été fournie par des acteurs basés en France métropolitaine et seulement 7,7% des répondants sont basés en outre-mer. La région parisienne est plus particulièrement représentée avec un répondant sur deux exerçant son activité en Ile-de-France et plus d'un répondant sur quatre à Paris intramuros.

1.3.2. Principaux résultats de l'enquête

Des outils peu connus

D'après les résultats du sondage, ces instruments restent encore méconnus pour 38,5% des répondants. La différence de popularité entre les indicateurs de suivi (« de base ») et les outils d'évaluation des impacts (« agrégés ») est double, avec une visibilité plus accrue des indicateurs de suivi, reconnus par 41% des répondants, comparé aux outils d'évaluation des impacts agrégés qui sont mentionnés par 20,5% des répondants (Fig. 1). Parmi les indicateurs de suivi recensés, le nombre d'espèces (autochtones, remarquables, envahissantes), le suivi de leurs populations et la richesse spécifique sont les mesures les plus citées pour orienter la stratégie biodiversité des répondants.

Parmi les outils d'évaluation des impacts agrégés cités par les répondants, on retrouve des outils développés par des organismes français : *Global Biodiversité Score* (CDC-Biodiversité), *Product Biodiversity Footprint* (I Care & Consult) et l'Indicateur d'Interdépendance de l'Entreprise à la Biodiversité (FRB et Orée). Les outils développés par des organisations extra-nationales – *Biodiversity Footprint for Financial Institutions, Biodiversity Impact Metric, Biodiversity Footprint Calculator, Bioscope* – ont été cités par un seul répondant.

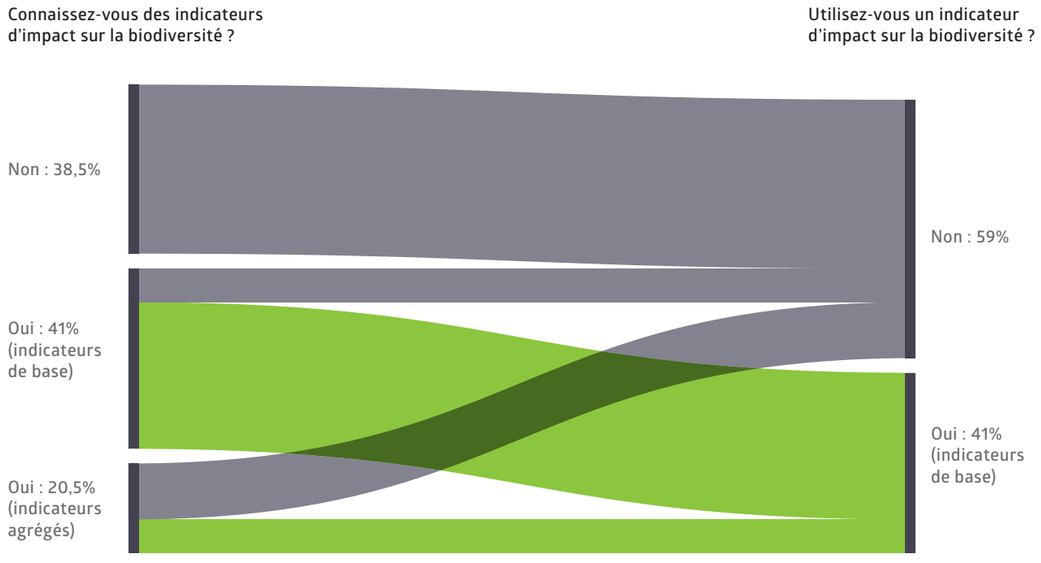


FIGURE 1 CONNAISSANCE ET UTILISATION D'INDICATEURS D'IMPACT SUR LA BIODIVERSITÉ

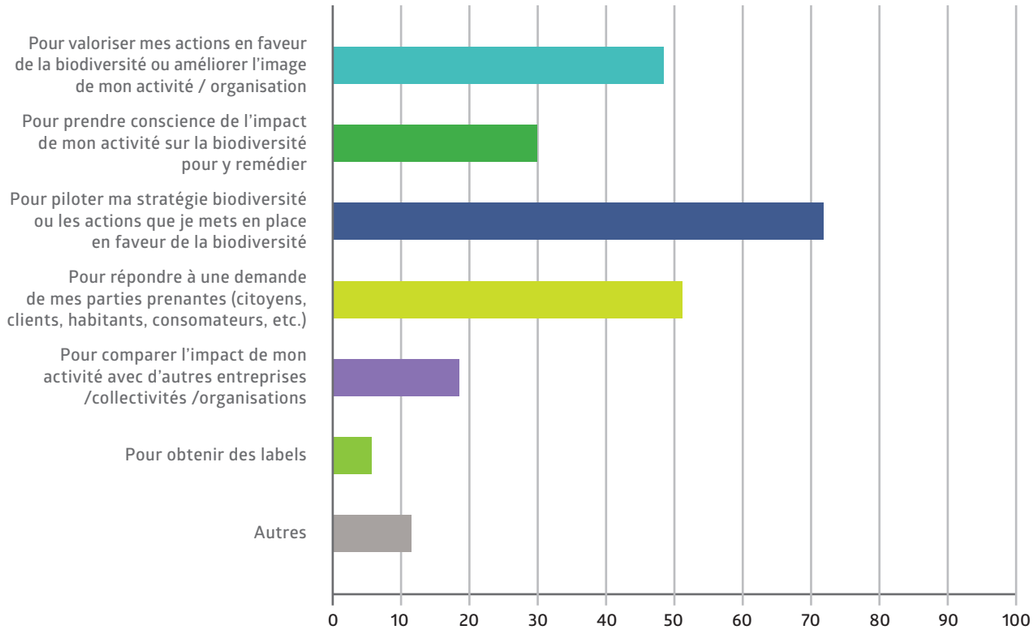


FIGURE 2 LES RAISONS D'UTILISATION D'UN INDICATEUR D'IMPACT SUR LA BIODIVERSITÉ (PLUSIEURS RÉPONSES POSSIBLES PAR LE MÊME RÉPONDANT)

Par ailleurs, la faible connaissance de ces outils d'évaluation des impacts est perçue par 57,7% des répondants comme étant leur principale limite, et donc comme un frein dans leur appropriation par les entreprises. Il est à noter que 29,5% des acteurs déclarent ne pas utiliser d'indicateurs en raison de la méconnaissance de ces outils.

Un intérêt émergeant couplé à un besoin de plus d'accompagnement

Parmi les répondants, 41% intègrent des indicateurs de suivi dans leurs activités (Fig. 1) et la totalité des indicateurs utilisés est constituée de ce type d'indicateur qui sont très variés et souvent définis en interne ou adaptés à l'activité de l'acteur. Parmi les acteurs qui ont déclarés connaître les outils d'évaluation agrégés, 62,5% n'utilisent pas d'indicateurs et 37,5% utilisent des indicateurs de suivi pour orienter leur stratégie biodiversité.

Les principales raisons pour lesquelles les outils d'évaluation des impacts sur la biodiversité ne sont pas utilisés par les répondants sont :

- le manque de ressources nécessaires (financières, connaissances, personnel) (31,8%),
- la difficulté de mise en place (13,6%),
- le manque d'encouragement et/ou de récompense pour l'utilisation de ces outils (11,4%),
- la difficulté à identifier un lien avéré avec la biodiversité,
- le manque de données,
- et la difficulté à collecter les données.

Pour les répondants qui ont implémentés des outils d'évaluation d'impacts de leur activité sur la biodiversité dans leur process, les principaux avantages annoncés sont le pilotage d'une stratégie biodiversité et la mise en place des actions en faveur de la biodiversité (72,7%). L'image publique et les demandes des parties prenantes (citoyens, clients, habitants, consommateurs, etc.) sont également des facteurs favorables à l'utilisation des indicateurs d'impact sur la biodiversité (48,5% et 51,5% respectivement).

Moins d'un tiers des répondants déclarent utiliser des outils d'évaluation des impacts sur la biodiversité sur la base d'une démarche proactive pour prendre conscience de l'impact de l'activité sur la biodiversité et pour y remédier (Fig. 2).

Pour inciter à utiliser des outils d'évaluation des impacts sur la biodiversité, l'information et l'appui à l'appropriation à travers des guides dédiés semble être la mesure la plus plébiscitée par l'ensemble des répondants. Pour les acteurs du secteur privé, le sondage révèle également une vision plus pragmatique mettant en évidence l'importance de la mise en place des obligations règlementaires, accompagnée par l'introduction des outils publics incitatifs (fiscalité environnementale) et la possibilité d'obtention d'un label. Pour les acteurs publics, l'existence de guides devra être renforcée par des engagements pour la croissance verte au niveau national, alors que pour les représentants de la société civile, c'est la possibilité d'obtenir un label qui est ressentie comme favorable à l'utilisation des outils d'évaluation des impacts sur la biodiversité (Tableau 1).

Les répondants estiment que les indicateurs et outils existants sont peu adaptés aux particularités sectorielles. Ainsi, un « indicateur idéal » d'impact sur la biodiversité serait plutôt un indicateur conçu par secteur d'activité (43,6% des avis) avec la prise en considération des particularités de chaque secteur. Seul un quart des répondants voient cet « indicateur idéal » comme étant d'application universelle.

L'impact du secteur des services sur la biodiversité est identifié par les répondants comme le plus complexe à estimer et à suivre par l'intermédiaire d'un indicateur. Un manque de connaissance sur la traçabilité des impacts des fournisseurs et leur intégration à toutes les étapes de la chaîne de production a également été signalé et représente un frein. Pour dépasser ces défis, les répondants mettent l'accent sur le besoin de développer une méthodologie facilement compréhensible, réplicable et adaptable aux différentes activités. Celle-ci devra être également suffisamment simple à mettre en place par le personnel de l'entité, l'autre alternative pouvant être la prise en main par des services spécialisés ayant pour but d'appuyer à l'implémentation de l'outil.

Des attentes fortes à l'égard des caractéristiques des indicateurs

Alors que 37,2% des acteurs interrogés déclarent que les indicateurs et outils existants ne reflètent pas de manière précise l'impact sur la biodiversité, le sondage révèle une prise de conscience de leur part sur la complexité de la question et le besoin de développer un outil fiable et pertinent vis-à-vis de la biodiversité.

Dans l'idéal, cet outil d'évaluation des impacts sur la biodiversité devra être surtout robuste et rester fiable, même lorsque les conditions varient, ceci est désigné comme « très important » ou « important » par 92,3% des acteurs. L'indicateur ou outil idéal devra également être parlant et transmettre un message clair et facilement interprétable, une caractéristique citée comme « très importante » par 71,8% des répondants et « importante » par 19,2% des répondants.

Cl.	Secteur public	Secteur privé	Société civile
1	Existence de guides pour des indicateurs et des outils	Existence de guides pour des indicateurs et des outils	Existence de guides pour des indicateurs et des outils
2	Engagements pour la croissance verte / pour les agendas 21 au niveau national	Obligations réglementaires	Possibilité d'obtenir un label
3	Possibilité d'obtenir un label	Outils publics incitatifs (fiscalité environnementale)	Outils publics incitatifs (fiscalité environnementale)
4	Outils publics incitatifs (fiscalité environnementale)	Possibilité d'obtenir un label	Engagements pour la croissance verte / pour les agendas 21 au niveau national
5	Obligations réglementaires	Engagements pour la croissance verte / pour les agendas 21 au niveau national	Obligations réglementaires

TABLEAU 1 CLASSEMENT PAR ORDRE D'IMPORTANCE, DE MESURES POUR INCITER À L'UTILISATION D'UN INDICATEUR DE MESURE D'IMPACT DES ACTIVITÉS SUR LA BIODIVERSITÉ

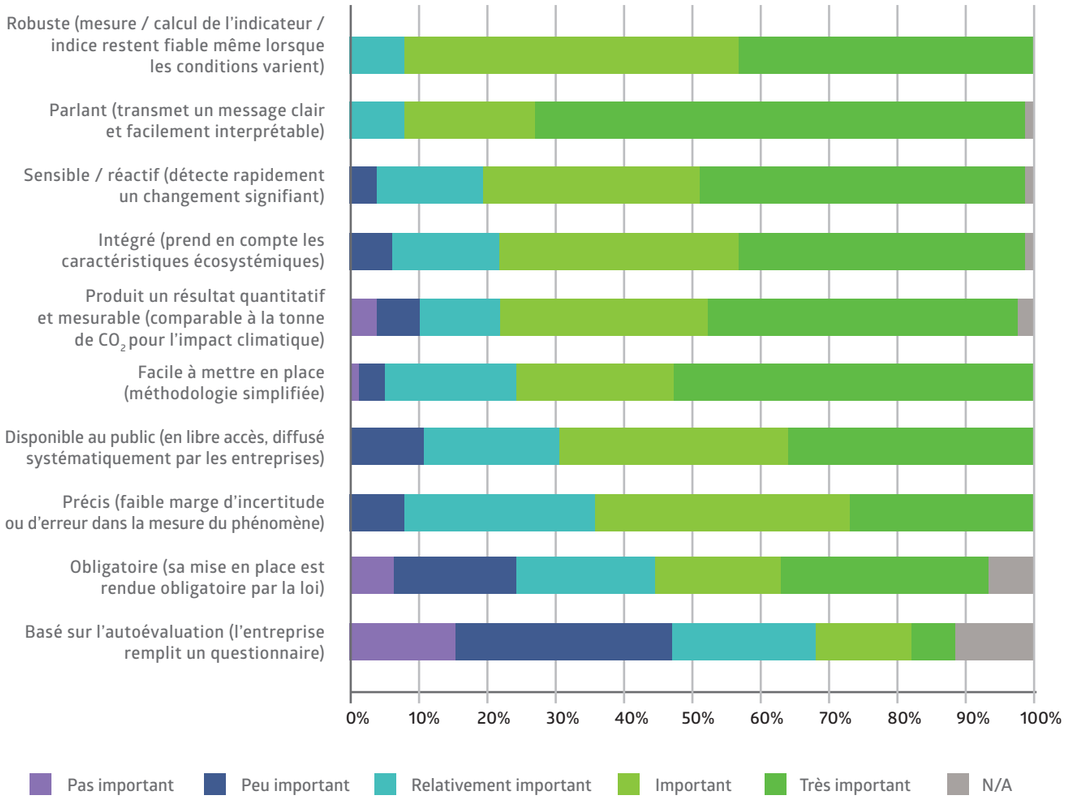


FIGURE 3 LES CARACTÉRISTIQUES D'UN INDICATEUR D'IMPACT SUR LA BIODIVERSITÉ, DANS L'IDÉAL

Ces deux caractéristiques sont reconnues par 100 % des répondants comme des conditions impératives pour un outil d'évaluation des impacts idéal sur la biodiversité (Fig. 3).

En complément, par ordre d'importance, pour plus des trois quarts des répondants, l'outil idéal devra également être :

- sensible / réactif pour détecter rapidement un changement significatif,
- intégrer la prise en compte des caractéristiques écosystémiques,
- être facile à mettre en place,
- disposer d'une méthodologie simplifiée,
- produire un résultat quantitatif et mesurable.

En revanche, un indicateur basé sur l'autoévaluation n'est pas perçu comme idéal.

1.4. Deux cadres conceptuels majeurs pour évaluer l'impact des activités humaines sur la biodiversité

À partir des années 1990, les organisations internationales et européennes développent des approches et des indicateurs pour évaluer les performances environnementales des pays et l'intégration des préoccupations d'environnement dans les politiques sectorielles. Celles-ci serviront de base à l'élaboration d'indicateurs de suivi et des outils de mesure d'impacts. Il existe une diversité d'approches et de méthodes d'évaluation des impacts, mais deux cadres sont particulièrement mobilisés par les outils étudiés ici : le cadre Pressions – État – Réponses (PER) et l'Analyse du cycle de vie (ACV). Leur complémentarité est discutée au chapitre 3, p. 60.

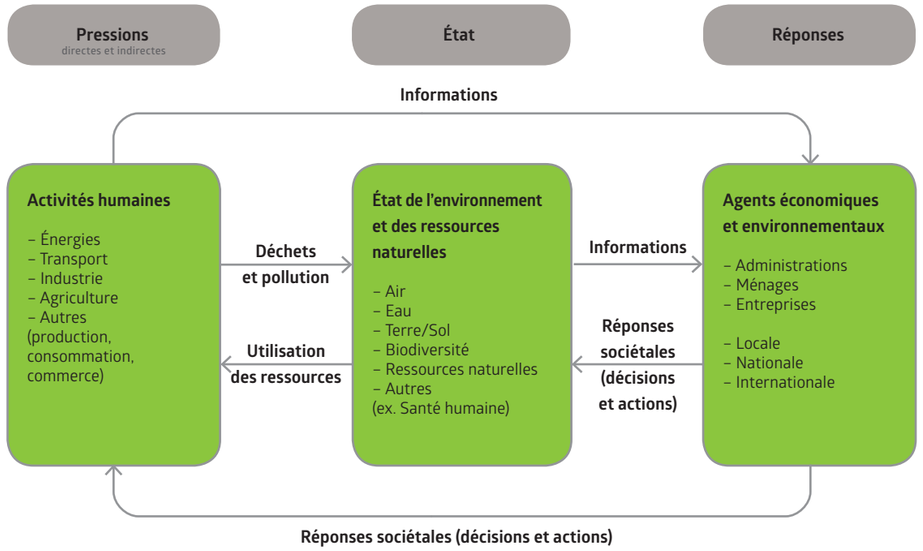


FIGURE 4 CADRE PRESSIONS – ÉTAT – RÉPONSES. SOURCE : OCDE, 1993

1.4.1. Le cadre Pressions – État – Réponses (PER)

Du cadre PER à l'intégration des forces motrices et des impacts

L'organisation de coopération et de développement économique (OCDE) publie un rapport qui reste, aujourd'hui, une référence. Un indicateur y est défini comme un « paramètre, ou valeur calculée à partir de paramètres, donnant des indications sur ou décrivant l'état d'un phénomène, de l'environnement ou d'une zone géographique et d'une portée supérieure aux informations directement liées à la valeur d'un paramètre ».

Trois critères idéaux sont précisés et raffinés en sous-critères afin de sélectionner les indicateurs : la pertinence politique (représentativité, facilité d'interprétation, reflet des modifications de l'environnement et des sociétés, comparabilité internationale, portée nationale, rapport à une valeur limite ou de référence), la justesse d'analyse (fondements théoriques, consensus international, rapport à des modèles économiques et des systèmes de prévision et d'information) et la mesurabilité (rapport coût/bénéfice raisonnable, documentation disponible, qualité connue, mise à jour régulière).

Enfin, le rapport explicite le modèle « Pressions – État – Réponses » (PER) – développé initialement au Canada au début des années 1980 (Stanners *et al.*, 2009) – où les « indicateurs de pression » décrivent les pressions exercées sur l'environnement par les activités humaines, les « indicateurs d'état » décrivent la qualité de l'environnement (ce sont les indicateurs liés à la biodiversité elle-même) et les aspects qualitatifs et quantitatifs des ressources naturelles et les « indicateurs de réponse » correspondent aux réponses de la société (Fig. 4).

Dans ce rapport, la biodiversité n'est pas centrale, c'est un des thèmes abordés parmi d'autres qui recensent d'une part les « ressources naturelles » (eau, sol, forêts…) et d'autres part les « pressions » (changement climatique, eutrophisation, pollution, environnement urbain…). En croisant ces thèmes avec des activités sectorielles (agriculture, industries extractives, ménages…), le rapport esquisse une première matrice de correspondance « activités – pressions – état – réponses ».

Une version étendue de ce modèle d'interactions entre les systèmes socio-économiques et écologiques est décrite par l'agence européenne de l'environnement (EEA) en 1999 (*European Environment Agency*, 1999) à travers le modèle « Forces motrices – Pressions – État – Impacts – Réponses » (FPEIR, plus connu sous l'acronyme DPSIR pour *Driving forces, Pressures, State, Impact, Responses*).

Définition et caractéristiques des indicateurs

Dans son rapport de 1999, l'EEA souligne la fonction principale et centrale des indicateurs qui est la communication, mais aussi un aspect essentiel qui est que les indicateurs environnementaux doivent pointer vers des aspects « typiques » ou « critiques » des relations complexes entre les espèces et leur environnement.

En 2002 (*European Environment Agency,* 2002), l'EEA recense les indicateurs et les indices (ou indicateurs agrégés) de biodiversité internationaux et nationaux en les rapportant au cadre DPSIR. L'étude en dénombre 655 répartis en différentes thématiques (protection de la nature, énergie, changement climatiques, pêcheries...). Les rédacteurs notent déjà que les mêmes sources de données sont utilisées à des fins variées au travers de cette grande diversité d'indicateurs, que beaucoup d'indicateurs ont déjà été développés, mais que peu sont utilisés de façon régulière, que la complexité de la biodiversité et les besoins de recherche appellent à poursuivre le développement d'indicateurs et, bien sûr, que les indicateurs choisis doivent l'être pour évaluer l'efficacité des politiques environnementales européennes, mais aussi pour répondre aux préoccupations mondiales qui s'expriment à travers la CDB.

L'étude liste aussi, en se basant sur de nombreux travaux antérieurs, des critères de sélection d'indicateurs de biodiversité. Ceux-ci doivent être : faciles à comprendre et pertinent sur le plan politique, normatifs pour permettre la comparaison avec une situation de référence ou entre états, solides sur le plan scientifique et statistique, réactifs aux changements dans le temps/espace, techniquement réalisables et d'un bon rapport coût-efficacité, utilisables pour des scénarios de projections futures, orientés utilisateurs ; et ils doivent : fournir des informations factuelles et quantitatives, permettre l'agrégation au niveau national et multinational, tenir compte de la biodiversité spécifique à chaque pays.

L'EEA publie en 2005 son jeu central d'indicateurs environnementaux (European Environment Agency, 2005) et propose une définition de ce qu'est un indicateur, différente de celle de l'OCDE : « un indicateur est une mesure, généralement quantitative, qui peut être utilisée pour illustrer et faire connaître de façon simple des phénomènes complexes, y compris des tendances et des progrès dans le temps. » Notons que les indicateurs européens sont aujourd'hui classés en cinq catégories destinées à décrire l'état de l'environnement et, surtout, à évaluer les politiques mises en place, entremêlant ainsi indicateurs « écologiques » et indicateurs « socio-économiques ».

Atouts et limites

Le cadre PER permet de structurer les indicateurs d'une façon qui facilite l'interprétation et la prise de décision. Toutefois, si les indicateurs P, E et R sont complémentaires, ils ne sont pas linéairement dépendants : si les effets des pressions sont décrits dans la littérature scientifique, ils ne sont pas simplement additifs et leurs portées temporelle et spatiale pas nécessairement immédiates. De la même façon, une même réponse appliquée dans des contextes différents peut conduire à des changements différents dans l'état de la biodiversité, des réponses peuvent être synergiques ou antagonistes, etc. Plus encore, les réponses interviennent à des échelles spatiale et temporelle différentes et interviennent plus sur la dynamique des systèmes écologiques que sur un état, et cette dynamique ne dépend pas exclusivement des activités humaines, elles-mêmes dynamiques.

Enfin, les indicateurs élaborés dans le cadre PER ont souvent une portée spatiale ou thématique relativement restreinte (par exemple, ils ne concernent qu'une dimension de la biodiversité telle que l'abondance d'espèces). Cela peut conduire à négliger des effets dus à la structure des paysages, aux interactions (entre individus, populations, avec l'environnement), les effets de pressions distantes (par exemple, ruissellement de nutriments) ou, dans le cas d'un produit ou d'un service, à omettre des impacts pourtant présents tout au long de son cycle de vie.

Notons que le cadre PER met bien en évidence, entre pressions et réponses, le besoin de questionner l'état souhaité ou souhaitable : la cible dépend de différents objectifs écologiques, à équilibrer avec des objectifs sociaux et économiques (Levrel *et al.* 2009).

1.4.2. Le cadre de l'Analyse du cycle de vie des produits et services

Des ressources épuisables aux impacts environnementaux

La théorie de cycle de vie du produit trouve son origine dans les années 1960 dans le champ de la recherche en économie (Vernon, 1966), pour l'analyse des changements des flux internationaux de produits (donc d'innovation) manufacturés aux États-Unis et des localisations de production en fonction de la demande. Puis, cette théorie est reprise, dans les années 1970, dans l'approche analysant la demande liée à la consommation avec les besoins en matières premières et ressources énergétiques, toutes deux limitées. C'est l'époque de la publication du rapport *The Limits to Growth* (Meadow, 1972) et de la crise pétrolière de 1973 : l'attention à l'environnement est portée sur l'utilisation des ressources épuisables et la consommation d'énergie plus que sur les impacts environnementaux. La méthodologie de ce qui est appelé « *ressource and environmental profil analysis* » (REPA) aux États-Unis et « écobilan » en Europe s'affine ensuite, particulièrement dans le cadre des groupes de travail hébergés par la *Society of Environmental Toxicology and Chemistry* (SETAC). La méthode prend un nouvel essor à la fin des années 1980, notamment lorsque les pollutions deviennent une préoccupation mondiale et lorsque l'Europe place la question des déchets solides, de la consommation de matières et d'énergie des emballages, au cœur de sa politique. La question de la prise en compte des impacts environnementaux devient essentielle et évolue, elle aussi (Bjørn *et al.*, 2018), afin de couvrir les impacts sur l'environnement naturel, la santé humaine et les ressources naturelles. Signalons l'émergence, une décennie plus tard, de la notion de « limites planétaires » (Rockström *et al.*, 2009) qui, à partir du même constat, propose une approche différente.

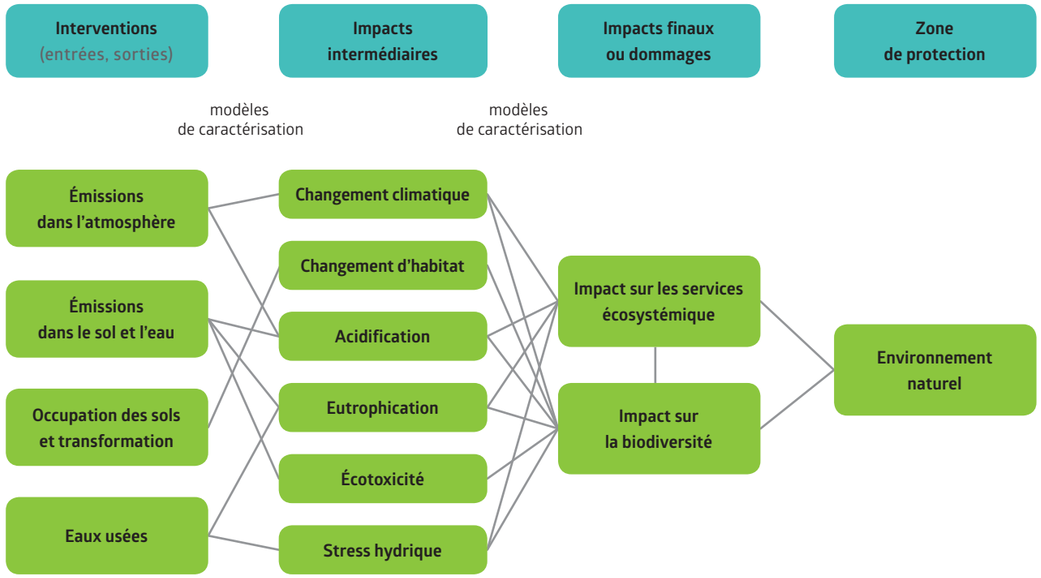


FIGURE 5 **CADRE ANALYSE DU CYCLE DE VIE** / SOURCE : TEILLARD *ET AL.*, 2016

En 1993, un standard méthodologique général de l'ACV est développé dans le cadre de l'International Standards Organisation (ISO) (14040, publication 1997, mise à jour 2006) ; des standards détaillés pour les différentes phases du processus seront également définis par la suite. L'analyse du cycle de vie (ACV) – dont la dénomination a été stabilisée en 1990 – y est définie (ISO 14040 : 2006) comme « la compilation et l'évaluation des intrants, des extrants (produits, matières, énergies) et des impacts environnementaux potentiels d'un système de produits au cours de son cycle de vie entendu comme les phases consécutives et liées d'un système de produits, de l'acquisition des matières premières ou de la génération des ressources naturelles à l'élimination finale ». L'analyse du cycle de vie d'un produit ou d'un service est ainsi une méthode, structurée et standardisée au niveau international, qui vise à estimer les impacts d'un produit ou d'un service tout le long de sa chaîne de valeur, à travers le temps et l'espace, depuis l'amont nécessaire à sa production jusqu'à son élimination *via* quatre étapes : définition du périmètre (objectifs de l'analyse et système étudié), inventaire (flux de matières et d'énergies entrants et sortants), évaluation des impacts (transformation des flux en impacts), interprétation des résultats.

L'estimation des impacts environnementaux est effectuée à partir de l'inventaire en utilisant des modèles qui définissent des facteurs de caractérisation, lesquels lient des émissions, consommations, activités à des pressions (classification en « catégories » ou *midpoints*), et des pressions aux impacts environnementaux finaux

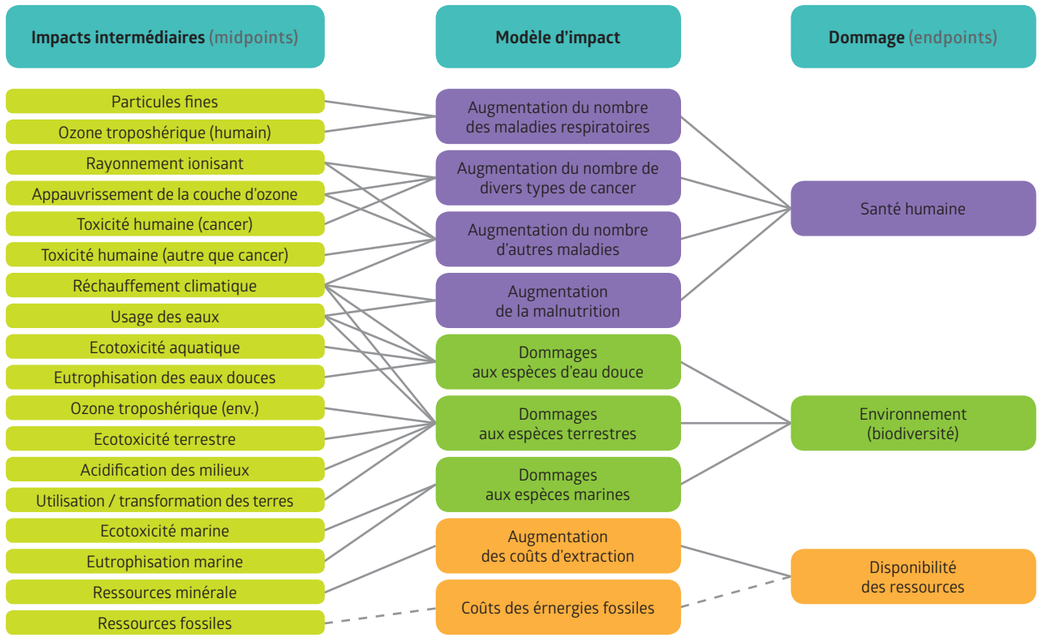


FIGURE 6 APERCU DES CATÉGORIES AUX IMPACTS INTERMÉDIAIRES DANS LE CADRE DE LA MÉTHODOLOGIE RECIPE2016 ET LEUR TRANSCRIPTION EN DOMMAGES SUR L'ENVIRONNEMENT / SOURCE : HUIJBREGTS *ET AL.*, 2017

(classification en « atteintes » ou *endpoints*) – cela par unité de pression (par exemple pour un kg de ressources utilisées ou un kg d'émission) (Fig. 5, Fig. 6). Afin de rendre les impacts comparables, les résultats sont exprimés dans une métrique d'équivalence.

L'ACV permet aussi d'appliquer des facteurs de normalisation qui relient les résultats de chaque catégorie d'impact à une situation de référence (souvent pour une année donnée et à l'échelle mondiale, par exemple la consommation d'eau l'année x). Cela permet d'estimer la contribution d'un produit ou d'un service à cette situation de référence.

Le cas particulier des impacts sur la biodiversité

Face à la multiplication des méthodes et outils d'ACV, le Programme des Nations-Unies pour l'Environnement (PNUE) et la SETAC ont lancé, en 2002, une initiative conjointe visant à harmoniser l'approche et à établir un consensus sur les modèles de caractérisation. En 2005, la Commission européenne met en place une plateforme sur l'ACV (*European Platform on Life Cycle Assessment* – EPLCA) tandis que de nombreux centres de ressources se développent (Stéfy, 2019).

Afin d'inclure la biodiversité dans les ACV, de nombreux efforts ont porté sur l'impact de l'utilisation des terres (catégorie « changement d'habitats ») : transformation, occupation et restauration influençant les habitats et la biodiversité. Plusieurs méthodologies et facteurs de caractérisation ont ainsi été développés. Pour d'autres catégories de pressions – changement climatique, utilisation de l'eau, eutrophisation ou acidification –, les développements des modèles d'impacts sont moins avancés. Certaines catégories de pressions – espèces envahissantes, exploitation des ressources – manquent quant à elle encore de travaux.

Notons que, par la diversité des approches, il n'existe pas de méthodes consensuelles pour évaluer les impacts sur la biodiversité. Enfin, une limite générale reconnue des modèles actuels (Teillard *et al.* 2016), et objet de nombreux travaux académiques, est la simplification des processus naturels dynamiques.

Nous citons ici deux modèles, développés au chapitre 2, et une méthodologie mobilisés dans les outils évalués :

• méthode ReCiPe qui permet d'exprimer une perte potentielle d'espèces (*Potentially Disappeared Fraction of species* – PDF) ;

• modèle GLOBIO3 qui permet d'exprimer une abondance moyenne d'espèces (*Mean Species Abundance* – MSA) par rapport à une référence ;

• méthodologie LC-IMPACT, spatialisée, qui permet l'évaluation de l'impact sur les écosystèmes exprimée en une perte potentielle d'espèces (*Potentially Disappeared Fraction of species* – PDF).

En matière d'évaluation des impacts de l'utilisation des terres, plusieurs modèles se basent sur les hypothèses formulées à partir de la théorie aire-espèces (*specie-area relationship* – SAR) : plus une surface est grande, plus la diversité d'habitats est grande et plus le nombre d'espèces est grand, et plus une surface est grande, plus les populations sont de tailles importantes, limitant le risque d'extinction. Ces hypothèses permettent d'établir des facteurs de caractérisation liant surface et utilisation des terres – biodiversité.

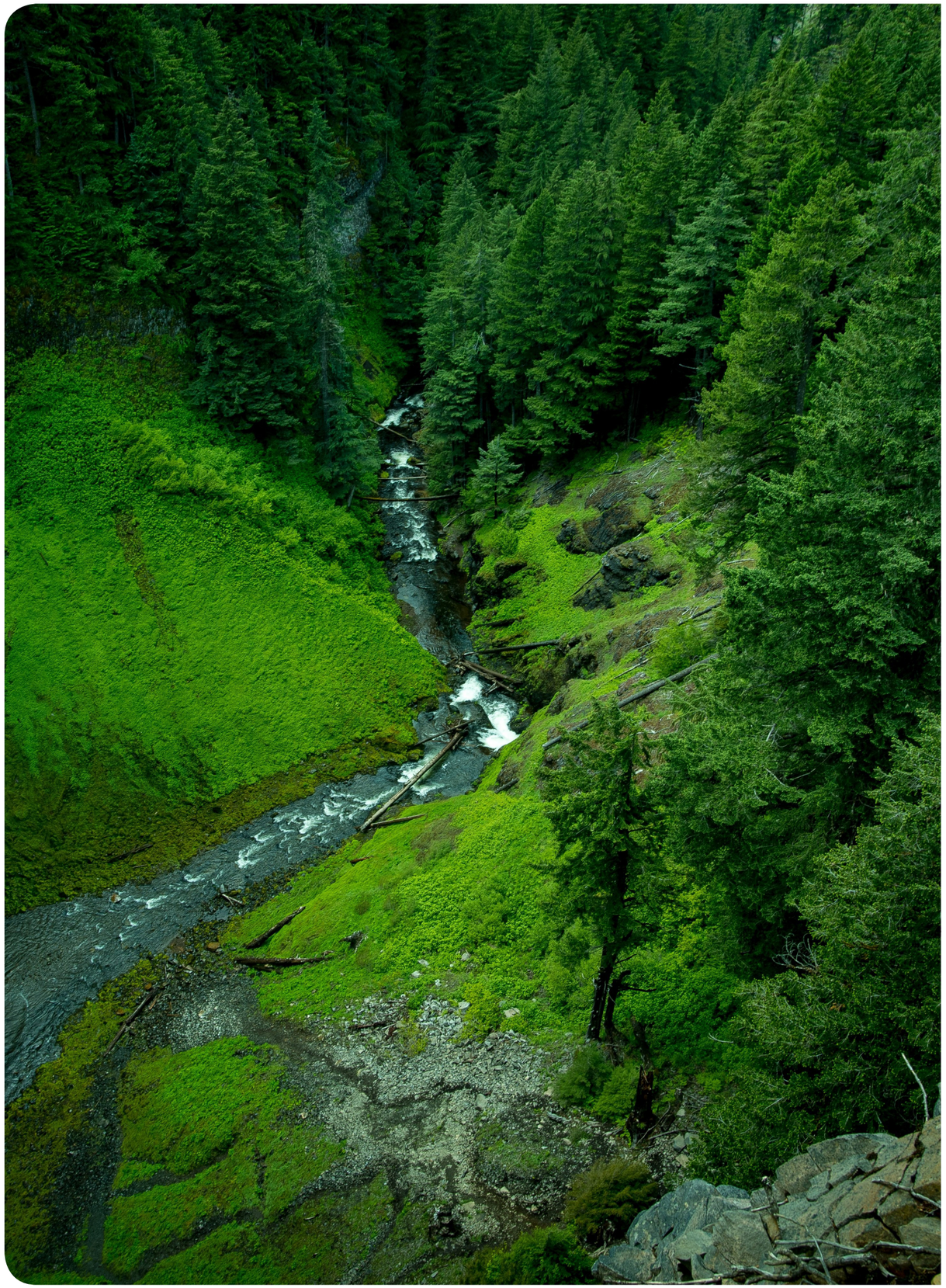
L'initiative PNUE-SETAC se penche, entre autres, sur ces méthodes d'évaluation des impacts de l'utilisation des terres sur la biodiversité et permet d'affiner des points spécifiques : irréversibilité des impacts, hétérogénéité spatio-temporelle de leur répartition, classification harmonisée de l'utilisation des terres, etc.

Des travaux scientifiques sont également en cours afin d'estimer non plus la somme des pressions exercées (approche cumulative) par les activités humaines dans différentes régions du monde, mais d'estimer les interactions entre pressions (addition, synergie voire antagonisme) et leurs contributions relatives aux changements observés de biodiversité. Des travaux (Bowler *et al.* 2020) spatialisés s'intéressent ainsi aux cinq grandes pressions citées précédemment, leurs distributions, leurs recoupements, leurs intensités et les effets de leurs combinaisons. Ils permettent de visualiser les différentes régions du monde avec le prisme de onze « complexes de menaces anthropiques » s'exerçant tant sur les biomes terrestres que marins et ils détaillent les relations entre les pressions en fonction des latitudes, des milieux et des histoires d'occupation des sols par les humains. Ces travaux soulignent à quel point il est important de prendre en compte toutes les pressions qui s'exercent à un niveau régional voire local et que la focalisation sur une ou deux pressions peut masquer un facteur essentiel de changement de la biodiversité : en raison de la corrélation entre les pressions, les relations déduites entre une pression et une mesure de changement de la biodiversité peuvent être influencées par une autre pression. A cela s'ajoute la sensibilité, variable, des espèces aux pressions.

Atouts et limites

Un atout du cadre de l'ACV est son approche holistique (tous les stades de vie des produits et services) et sa souplesse quant aux périmètres spatio-temporels de l'évaluation des impacts (étapes hors du cycle et du moment de production, éloignées ou différées dans le temps). Son utilisation est répandue pour l'évaluation de performances environnementales (émission de gaz à effet de serre, utilisation d'énergies fossiles) : son utilisation pour l'évaluation des impacts sur la biodiversité pourrait assurer une cohérence de la démarche des acteurs – cohérence qui pourrait être renforcée par l'adoption de modèles et de facteurs de caractérisation communs.

Toutefois, il est difficile d'avoir la même précision à tous les niveaux de l'ACV, par exemple en combinant un large périmètre spatial, des informations détaillées sur l'utilisation des terres en différents points et des informations détaillées sur les taxons impactés. D'autre part, en fonctions des méthodes employées, les facteurs de caractérisation sont disponibles pour l'échelle globale ou par pays et sont absentes pour les échelles plus fines. De plus, les méthodes largement utilisées pour évaluer les impacts sur la biodiversité s'intéressent à la composition spécifique (richesse ou abondance), négligeant les aspects fonctionnels, structurels et évolutifs. Des travaux sont cependant en cours pour mieux prendre cela en compte (par exemple : *functional diversity indicator, net primary production factor*). La couverture taxonomique est aussi en cours de complétion – plantes vasculaires essentiellement, oiseaux, mammifères, amphibiens et arthropodes dans une moindre mesure –, les taxons répondant différemment aux pressions. Enfin, les études ACV nécessitent de grandes quantités de données qui ne sont pas toujours disponibles – malgré la multiplication des bases généralistes et sectorielles – pour que les modèles des facteurs de caractérisation soient précis.



2. Peut-on vraiment mesurer l'impact des activités humaines sur la biodiversité ?

Existe-t-il un indicateur « idéal » de mesure d'impact des activités humaines sur la biodiversité ? Est-il possible d'adopter une démarche équivalente à celle de l'empreinte carbone ? Poussés notamment par les pouvoirs publics et le Plan biodiversité du 4 juillet 2018 au niveau national, les entreprises, collectivités et autres acteurs économiques se sont emparées de cette question. Mais les indicateurs de biodiversité et les outils de mesure d'impact des activités humaines existants sont-ils pertinents et robustes vis-à-vis de la biodiversité, l'ensemble de ses dimensions et la complexité des phénomènes biologiques qui en sont à l'origine ? Quels cadres conceptuels mobilisent ces indicateurs, sur quels modèles reposent-ils et à quel secteur d'activités s'adressent-ils ? Pour répondre pour partie à ces questionnements, sept outils de mesure, les plus aboutis dans leur développement au moment des Journées FRB 2019, ont été évalués par des écologues et économistes.

2.1. Mesurer l'impact des activités humaines sur la biodiversité : est-il possible d'adopter la même démarche que pour le climat ?

2.1.1 Le modèle du changement climatique et de l'équivalent carbone

Le Plan biodiversité du 4 juillet 2018 (Ministère de la transition écologique et solidaire, 2018) appelle, dans son objectif 2.5 – Mobiliser les entreprises, « à définir un indicateur d'impact sur la biodiversité comparable à la tonne de CO_2 pour l'impact climatique ». En effet, la prise en compte du changement climatique a conduit à une politique internationale de stabilisation, voire de réduction, des émissions de gaz à effet de serre (GES) d'origine anthropique – matérialisée par la Convention cadre des Nations unies sur les changements climatiques (CCNUCC), issue du Sommet de Rio en 1992.

Des méthodes ont été développées afin de quantifier des flux d'émissions de GES anthropiques et de les caractériser à l'aide d'un indicateur d'impact. De façon simplifiée, des facteurs d'émission permettent de convertir des données d'activités en émissions de GES. Les émissions des différents GES sont exprimées en « équivalent CO_2 » (unité de mesure) – le CO_2 étant le GES anthropique ayant l'impact le plus important sur le climat (Ademe, 2016) – en fonction de leur pouvoir radiatif (pouvoir de réchauffement global, PRG), c'est-à-dire l'impact d'un gaz donné sur le réchauffement climatique relativement au CO_2 à l'horizon de 100 ans. Le PRG est l'indicateur d'impact le plus couramment retenu dans les rapports et traités internationaux. Les valeurs de PRG pour différents GES sont actualisées et publiées dans les rapports du GIEC.

À partir de là, il est possible de procéder à une quantification des impacts environnementaux en se focalisant sur les émissions de gaz à effets de serre. Plusieurs approches sont complémentaires :

- Réaliser un « inventaire ». Au niveau national, il permet de calculer des quantités de GES émises à l'intérieur du pays et, ainsi, de rapporter annuellement dans le cadre des obligations de la CCNUCC.
- Calculer une « empreinte carbone » à partir d'une méthode standardisée d'analyse input-output. Cette empreinte couvre le CO_2, le méthane (CH_4) et le protoxyde d'azote (N_2O), trois gaz qui représentent 96% des émissions des sept GES pris en compte pour le protocole de Kyoto. Au niveau national, elle permet un calcul des GES induits par la demande intérieure du pays (émissions des ménages ; de la production intérieure de biens et de services, hors exportations ; associées aux biens et services importés). L'empreinte carbone fait partie des dix indicateurs de développement durable, nouveaux indicateurs de richesse qui complètent le PIB.
- Effectuer un « bilan GES réglementaire » (Loi n° 2015-992 du 17 août 2015). Il permet de diagnostiquer, pour des acteurs publics et privés, les émissions de gaz à effet de serre en vue d'engager leur réduction. Ainsi, entreprises de plus de 500 salariés, collectivités de plus de 50 000 habitants, établissements publics de plus de 250 agents et services de l'État doivent-il rendre compte de leurs émissions avec une périodicité de trois ou quatre ans.
- Réaliser un « Bilan Carbone® » à partir d'une méthodologie déposée (voir Ademe et Association Bilan Carbone) et adossée à une série d'outils et de données tels le bilan GES réglementaire, l'ISO 14069 dédié ou le *Greenhouse Gas Protocol*. Il permet d'évaluer la quantité de gaz à effet de serre émise (ou captée) dans l'atmosphère sur une année par les activités d'une organisation ou d'un territoire (Ademe, Bilans GES).

Les différentes méthodes de calcul mises en œuvre présentent, comme pour tout calcul d'indicateur, des biais méthodologiques, opérationnels, de calculs, mais aussi des biais conceptuels. Parmi ces derniers, citons le lissage à 100 ans du PRG du méthane (CH_4), plus intense que celui du CO_2 mais de moindre durée de vie dans l'atmosphère ; citons aussi l'hypothèse forte de négliger des interactions et rétroactions avec la biodiversité et des phénomènes naturels (vapeur d'eau, captage ou relargage par les tourbières ou les forêts en fonction du temps, absorption océanique, éruptions volcaniques…).

Cette approche par « l'équivalent carbone » présente l'intérêt de « réduire » des données très variées en une grandeur unique exprimée en une unité facilement compréhensible.

À partir de là, il en découle plusieurs utilisations depuis l'échelle d'une organisation – dont les entreprises ou les collectivités – jusqu'au pays, voire au monde : répondre à la réglementation lorsque nécessaire ; identifier des postes d'émission et envisager les actions pour les réduire, évaluer la contribution nationale au réchauffement climatique global ; apporter des compléments d'information à l'analyse des flux de biens et de services (par exemple : analyse de variation de la composition de l'empreinte en GES, pays importateur ou exportateur de GES…) ; piloter une politique environnementale (par exemple : loi de transition énergétique pour la croissance verte, fiscalité carbone, stratégie nationale de transition énergétique pour un développement durable, stratégie nationale bas carbone…) ; se démarquer, communiquer, sensibiliser ; ou encore peser dans les négociations internationales.

La similitude des besoins des acteurs face au changement climatique et à l'érosion de la biodiversité – rendre compte à l'État, piloter une stratégie de réduction, communiquer – amène à questionner la possibilité de transposer le modèle de l'équivalent carbone à la biodiversité.

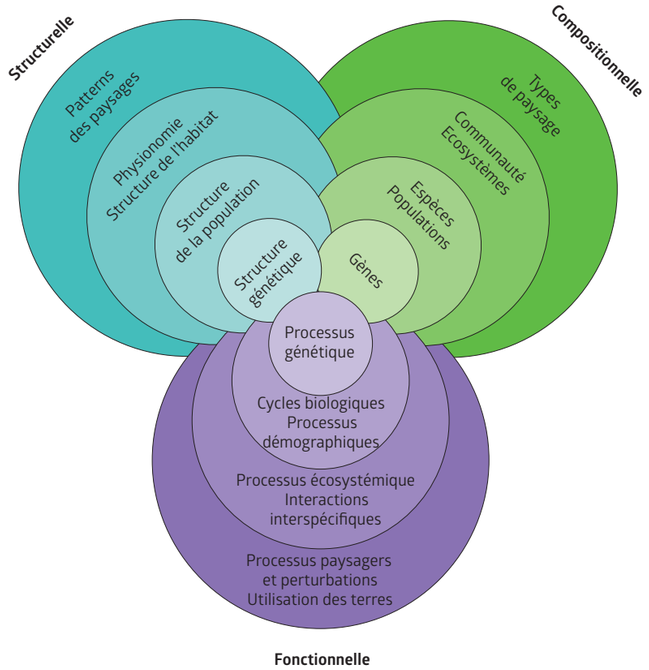


FIGURE 7 COMPOSITION, STRUCTURE ET FONCTION DE LA BIODIVERSITÉ, PRÉSENTÉE COMME DES SPHÈRES INTERCONNECTÉES, ENGLOBANT PLUSIEURS NIVEAUX D'ORGANISATION / SOURCE : NOSS, 1990. TRAD. VIMAL, 2010.

2.1.2 Le cas de la biodiversité : emboîtements et facettes

Pour appliquer la même démarche dans le champ de la biodiversité, il faut pouvoir définir, pour un « objet de biodiversité » particulier, une « composante » de la biodiversité (par exemple un groupe taxonomique d'arbres), une grandeur physique à mesurer, une propriété mesurable ou « métrique » (par exemple le nombre d'espèces de ce groupe) et un indicateur (par exemple la richesse taxonomique) (Pelletier *et al.*, 2011).

Cela suppose de revenir à une définition de la biodiversité. Celle-ci peut être définie, dans une vision intégrative, comme la diversité biologique dans ses différents niveaux d'organisation (gène, individu, espèce, population, communauté, habitat, écosystème, paysage), ses différentes dimensions (composition, structure, fonction, etc.) (Noss, 1990), les interactions entre individus, espèces, etc. et avec l'environnement, et la dimension évolutive (au sens darwinien) – que l'on peut représenter de façon emboîtée (Fig. 6).

La diversité du vivant pose un premier défi, que notait déjà Buffon en 1749 (de Buffon, 1749), en rendant difficile l'identification et la systématisation de ses composantes. Outre la multiplicité des concepts d'espèce, la taxonomie est régulièrement révisée avec la prise en compte de nouvelles données ou systèmes de classification.

Il s'agit ensuite de définir quoi et comment mesurer la diversité. Difficile de mesurer toutes les propriétés du vivant – des gènes aux écosystèmes. Cela amène à faire des choix en termes de composants et de métriques en argumentant leur représentativité – nécessairement partielle (Casetta *et al.*, 2019). Ainsi, s'intéresser au nombre d'espèces est une façon d'estimer la biodiversité (l'évaluation se confond alors avec l'inventaire), mais les espèces ne sont pas toutes connues, elles n'ont pas toutes le même rôle dans un écosystème, et cela ne rend pas compte des interactions des organismes entre eux et avec leur environnement (à l'échelle des gènes, des communautés et des écosystèmes), du fonctionnement des organismes à la base des processus écologiques (prise en compte des traits fonctionnels), du caractère dynamique de ces interactions, des mécanismes d'adaptation (phénotypiques, génétiques, comportementaux, composition

des communautés) ni de l'évolution, au sens darwinien, passée et potentielle, parfois « rapide » (quelques générations), des organismes – tout cela constituant pourtant ensemble les bases de la biodiversité.

Le périmètre spatial et temporel de la collecte de données pose aussi questions : comment déduire une généralité à partir d'un échantillon ? comment tenir compte des connexions entre des espaces ? comment tenir compte des latences et de la stochasticité des phénomènes biologiques ? comment rendre compte de l'emboîtement des échelles, de l'effet du niveau d'organisation supérieur (par exemple effet de la structure du paysage) ? etc.

La notion d'équivalence, qui se rencontre aussi dans l'approche climatique, peut être questionnée : comment ramener des mesures effectuées dans des écosystèmes à des équivalents d'autres écosystèmes ? à combien d'hectares de forêts dites primaires correspondent un hectare de prairies ? à combien d'équivalents oiseaux correspond une colonie d'abeilles sauvages ?

Enfin, collecter les données sur des organismes vivants reste une difficulté. Ceux-ci sont plus ou moins mobiles, accessibles (cas des fonds marins par exemple). Ces données sont nécessaires aux différents niveaux d'organisation décrits précédemment et doivent être acquises dans des conditions qui permettent de les mutualiser (protocoles et méthodes).

Il existe bien sûr plusieurs cadres conceptuels et méthodologiques pour répondre à ces défis ; divers modèles mathématiques et mesures statistiques de la diversité (indice de Shannon, de Hill, de Gini, etc.) ; plusieurs propositions pour établir le choix de composantes (espèces rares, espèces bioindicatrices…) et autant de propositions de métriques. Pour ce qui concerne le choix de composantes et de métriques, citons la proposition, facilement accessible et appropriable par les acteurs, de définir des « variables essentielles de biodiversité » (Pereira *et al.,* 2013) qui sera abordée au chapitre 3.

Des auteurs académiques soutiennent que, de la même manière que la communauté scientifique travaillant sur le changement climatique utilise un indicateur (changement de la température mondiale moyenne) et un objectif (augmentation maximale de 2°C par rapport aux niveaux préindustriels) comme visée pour l'action politique, il est nécessaire de fournir un « objectif biodiversité » avec un indicateur facile à mesurer à court terme et facile à communiquer (Rounsevell *et al.,* 2020). Ils proposent une mesure basée sur le taux d'extinction des espèces (taux d'extinction ou nombre d'espèces éteintes par an) – métrique largement utilisée depuis des années – avec l'objectif de maintenir les extinctions d'espèces en dessous de 20 par an au cours des 100 prochaines années, cela dans les grands groupes taxonomiques (champignons, plantes, invertébrés et vertébrés) et pour tous les types d'écosystèmes (marins, d'eau douce et terrestres). Deux arguments fondent la proposition : d'une part l'extinction d'une espèce représente la perte irréversible d'une diversité génétique unique et une réduction mesurable de la diversité de la vie sur Terre ; d'autre part c'est un phénomène largement compris par le public, facile à médiatiser et, *à priori* fédérateur pour limiter l'érosion de la biodiversité.

L'ambition affichée est d'utiliser un indicateur de portée moins scientifique que politique pour catalyser les efforts des décideurs et des publics en faveur de la biodiversité et de sa préservation, pour mettre aux agendas mondiaux et nationaux un « objectif biodiversité ».

La démarche ne vise ainsi pas explicitement à représenter toutes les dimensions de la biodiversité et les auteurs reconnaissent qu'une telle mesure unique dissimulera inévitablement les disparités spatiales, les complexités des systèmes écologiques et nécessitera, au-delà de son aspect « figure de proue », d'être accompagnée par un panel d'autres indicateurs renseignant plus complètement sur l'état de la biodiversité et les pressions. Ils signalent que le fait d'atteindre un tel objectif de réduction du taux d'extinction des espèces n'empêchera pas de constater des changements dommageables de biodiversité (perte de population et de diversité génétique, altération du fonctionnement des écosystèmes et réduction des services écosystémiques associés…). Ces précautions quant à l'usage de cet indicateur sont complétées par d'autres chercheurs qui pointent les difficultés liées à l'échelle temporelle d'une telle mesure (l'extinction d'une espèce peut être plus ou moins rapide), à la connaissance imparfaite du vivant (les espèces ne sont pas toutes connues, certains taxons sont plus suivis que d'autres) qui rend l'objectif difficile à harmoniser entre les groupes taxonomiques. Ils rappellent également que l'extinction fait partie des dynamiques naturelles de la biodiversité. Enfin, ils ajoutent qu'il ne s'agit pas d'une mesure équitable entre régions du monde en termes d'efforts à fournir et de résultats à atteindre : les espèces vulnérables ont déjà disparues de nombreux pays anciennement industrialisés, tandis qu'elles restent encore à recenser – et à protéger – dans des pays en voie d'industrialisation.

La mesure de l'état de la biodiversité reste ainsi difficile étant donnée la complexité des systèmes écologiques et la connaissance scientifique incomplète de ceux-ci : il n'existe pas de « valeur absolue » ou « d'équivalent biodiversité ». Il n'est peut-être finalement pas souhaitable de réduite l'impact sur la biodiversité à un indicateur unique tel qu'il existe pour le climat. Les indicateurs et les cadres d'évaluation de la biodiversité – ou des impacts sur la biodiversité – présentent des avantages, mais aussi des limites. La connaissance de ces limites est aussi didactique que la valeur de l'indicateur et est essentielle pour bien l'interpréter.

2.2. Le développement d'une méthodologie d'évaluation comme tentative de réponse

Depuis 2012, la FRB mobilise son expertise et des experts académiques pour évaluer, de façon indépendante, la construction, les données utilisées, la robustesse, la fiabilité et la sensibilité, la pertinence vis-à-vis de la biodiversité, des indicateurs de l'Observatoire national de la biodiversité (ONB) piloté par l'Office français de la biodiversité (OFB, ex-AFB). La FRB a ainsi développé une méthode originale d'évaluation scientifique de ces indicateurs de suivi tels qu'explicités dans le chapitre 1.

Dans le cadre de cette étude, la FRB a donc remobilisé son expertise pour adapter la grille d'évaluation des indicateurs de l'ONB aux outils de mesure d'impact des activités anthropiques sur la biodiversité et à leur complexité afin de conduire une évaluation scientifique externe. Cette méthode d'évaluation a été envisagée comme une tentative de réponse aux questionnements des différents acteurs (entreprises, collectivités territoriales, institutions financières, politiques, etc.) sur la création, la pertinence et l'utilisation d'un indicateur unique et idéal d'impact sur la biodiversité – avec l'ambition de faire dialoguer les utilisateurs d'indicateurs (qu'ils soient « simples » ou agrégés) ou d'outils dans une approche science-société.

In fine, l'évaluation scientifique, externe, indépendante, a porté sur sept outils de mesure d'impact des activités humaines sur la biodiversité. Elle expose les données et modèles mobilisés, les avantages, les limites, la pertinence vis-à-vis de la biodiversité et le potentiel en matière d'aide à la décision de ces sept outils de mesure.

2.2.1 Le choix des outils à évaluer

L'équipe projet a d'abord effectué un travail de recensement des outils existants puis sélectionné sept outils de mesure de l'impact sur la biodiversité en tenant compte :

- du niveau de développement : outils utilisables en routine ou en phase de développement suffisamment avancée pour être évalués,
- de l'intérêt aux secteurs cités dans les actions 31 et 32 du Plan biodiversité du 18 juillet 2018 : bâtiments et matériaux, agro-alimentaire, énergie, chimie et finance,
- du caractère potentiellement « généralisable » à plusieurs secteurs d'activité et du potentiel éventuel d'adaptation à des collectivités territoriales,
- de la couverture de différentes échelles d'organisation économique : produit, site, unité d'activité économique, entreprise, collectivité et pays.

Un premier constat a été réalisé : au moment de l'évaluation, les outils étaient essentiellement destinés au secteur privé marchand et peu ou pas aux collectivités. D'autre part, il n'y avait pas, au moment de ce recensement, d'outils dédiés spécifiquement aux secteurs agro-alimentaire, chimie et énergie suffisamment aboutis ou testés pour être évalués.

2.2.2 Description succincte des sept outils évalués

Global Biodiversity Score ™ (GBS)

Conception : Caisse des dépôts, filiale Biodiversité (CDC-Biodiversité)
Objectif : évaluer l'empreinte biodiversité des entreprises et des investissements.

La méthodologie du GBS se base sur le cadre de l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) en mobilisant EXIOBASE pour les liens entre activités et pressions, et GLOBIO pour les liens entre pressions et impacts. L'outil utilise également une approche hybride en intégrant, lorsqu'elles sont disponibles, des données réelles à chaque étape de l'évaluation. Le résultat est exprimé sur la base d'une abondance moyenne des espèces (*Mean Species Abundance*, MSA)

Biodiversity Footprint for Financial Institution (BFFI)

Conception : ASN Bank, CREM consultant, PRé Sustainability
Objectif : calculer l'impact des investissements financiers sur la biodiversité.

La méthodologie du BFFI se base sur le modèle Analyse du Cycle de Vie (ACV) : l'outil est ainsi conçu pour fournir une vision holistique de l'impact des activités des entreprises dans lesquelles les institutions financières investissent en analysant les externalités. Celles-ci sont quantifiées en mobilisant les données d'EXIOBASE. L'outil s'appuie ensuite sur la méthode ReCiPe pour convertir les données de cycle de vie en impacts avant, *in fine*, d'interpréter l'impact des investissements sur la biodiversité. Le résultat est exprimé sur la base d'une fraction potentiellement disparue d'espèces (*Potential Disappeared Fraction of species,* PDF).

Product Biodiversity Footprint (PBF)

Conception : I Care & Consult, Sayari
Objectif : permettre la comparaison des impacts sur la biodiversité entre des variantes d'un produit donné.

La méthodologie du PBF se base sur le modèle Analyse du Cycle de Vie (ACV) en mobilisant la méthode spatialisée du Life Cycle Impact Assessment (LC-IMPACT). La méthodologie employée combine l'ACV et les connaissances actuelles en matière d'impacts d'activités sur la biodiversité pour raffiner les impacts dus à l'utilisation des terres. Une correction des facteurs ACV classique est alors réalisée sur deux axes : prise en compte des pratiques « non visibles » dans le cadre de l'ACV et prise en compte d'une granularité géographique plus fine sur la sensibilité et la richesse des milieux impactés. Le résultat est exprimé sur la base d'une fraction potentiellement disparue d'espèces (*Potential Disappeared Fraction of species,* PDF).

Biodiversity Impact Metric (BIM)

Conception : Cambridge Institute for Sustainability Leadership (CISL)
Objectif : fournir une évaluation des impacts des produits sur la biodiversité.

La méthodologie du BIM se base sur le cadre d'Analyse du cycle de vie (ACV) croisé avec le cadre Pression – État – Réponse (PER ou *Pressure, State, Response*, PSR).

Centrée sur la mesure de l'impact de l'utilisation des terres pour la production de matières premières, elle permet de déterminer cet impact en pondérant la superficie nécessaire aux activités par l'incidence sur la proportion de biodiversité perdue (quantité) et l'importance relative de la biodiversité perdue (qualité). Au moment de l'évaluation, plusieurs méthodologies sont documentées : l'une repose sur l'utilisation du modèle de calcul de l'abondance moyenne des espèces (*Mean Species Abundance*, MSA), l'autre sur l'index d'intégrité de biodiversité (*biodiversity intactness index,* BII).

Biodiversity Indicator for Extractive Companies (BIEC)

Conception : UN Environment Programme World Conservation Monitoring Centre (UNEP-WCMC), Conservation International, Fauna & Flora International
Objectif : évaluer le risque pour la biodiversité au regard des impacts potentiels d'activités sur un site d'exploitation et les réponses mises en œuvre.

La méthodologie du BIEC s'inscrit dans le cadre Pression – État – Réponse (PER) et repose sur trois étapes : une analyse spatialisée de la sensibilité, en termes de biodiversité, de sites d'exploitation, en combinant des donnés locales et globales ; la détermination de scores d'état et de pression en concertation avec des acteurs locaux ; l'agrégation des scores en tableau de bord au niveau des sites, mais également au niveau d'unité de production, voire de l'entreprise.

Biodiversity Indicator and Reporting System (BIRS)

Conception : Union internationale pour la conservation de la nature (UICN)
Objectif : évaluer les changements de biodiversité sur les sites d'exploitation d'une entreprise et d'évaluer les risques, pour la biodiversité, de futurs projets.

La méthodologie du BIRS s'inscrit dans le cadre Pression – État – Réponse (PER) et repose sur plusieurs étapes : identification et délimitation des différents habitats qui composent un site, estimation de la superficie totale pour chaque type d'habitat, détermination d'un facteur de contexte de l'habitat, évaluation de l'état de chaque habitat et attribution d'une classe de condition, puis combinaison des informations pour définir une classe d'état de la biodiversité du site pour chaque site opérationnel évalué – avec une possibilité d'agréger au niveau de l'entreprise.

Species Threat Abatement and Recovery (STAR) Metric

Conception : Union internationale pour la conservation de la nature (UICN)
Objectif : évaluer l'impact d'investissements financiers sur la biodiversité, notamment ceux en faveur de la protection de la biodiversité.

La méthodologie du STAR se base sur le cadre Pression – État – Réponse (PER). Pour le calcul *ex-ante*, elle permet de combiner, pour des sites d'intérêt et certains taxa, la proportion de population d'une espèce sur ces sites, pondérée par sa catégorie de la Liste rouge des espèces développée par l'UICN et pondérée par la contribution relative de chaque pression (portée et sévérité) au risque d'extinction. L'ensemble est sommé pour fournir l'indicateur. Au moment de l'évaluation, un module méthodologique pour le calcul *ex-post* était en développement.

2.2.3 Le cadre de référence et les items de l'évaluation

Les organisations à l'origine des outils de mesure d'impacts sur la biodiversité évalués dans cette étude adoptent sensiblement les mêmes grandes approches conceptuelles pour développer leurs actions.

D'abord, elles se basent sur une définition commune de la diversité biologique en se reposant sur l'article 2 de la Convention sur la diversité biologique (CDB) (Nations Unies, 1992). La diversité biologique y est définie comme la « variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie ; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes. »

Ensuite, elles s'appuient sur les terminologies de l'OCDE ou de l'EEA, décrite au chapitre 1, pour définir ce qu'est un « indicateur ». De plus, elles mobilisent, de façon plus ou moins explicite, remaniée ou combinée avec les attentes des utilisateurs de leurs outils, les critères de sélection d'indicateurs de l'OCDE et de l'EEA, essentiellement politiques, pour en faire des critères souhaités de leurs outils. Enfin, il y a un fort recoupement entre les bases de données utilisées pour alimenter ces outils.

L'équipe projet, en se basant sur l'expertise développée dans le cadre des travaux avec l'ONB, a proposé une évaluation reposant sur des concepts et des critères surtout mobilisés dans le champ scientifique :

- La biodiversité est entendue comme la diversité biologique dans ses différents niveaux d'organisation (gène, individu, espèce, population, communauté, habitat, écosystème, paysage), ses différentes dimensions (composition, structure, fonction, etc.) (Noss, 1990), les interactions entre individus, espèces, etc. et avec l'environnement, et la dimension évolutive (au sens darwinien).
- La grille d'évaluation a été construite pour questionner le caractère explicite ou non des liens entre activités et pressions puis pressions et impacts. Elle a aussi permis de discuter les modèles et méthodes sur lesquels sont construits les outils – soit parce que les outils proposent des formules reliant pressions – activités – impacts, soit parce qu'ils mobilisent des modèles et méthodes de ces relations développés par ailleurs.
- Les outils ont aussi été évalués au regard de critères utilisés pour évaluer les indicateurs de l'ONB et proches de ceux utilisés dans le cadre de la bioindication (McGeoch, 2007) :

– Précision : un indicateur est précis lorsqu'il mesure avec une faible marge d'erreur ou d'incertitude le phénomène qu'il est supposé décrire, ici l'impact des activités humaines sur la biodiversité. L'obtention d'un haut degré de précision sera généralement associée à l'utilisation d'outils et de méthodes avérées, testées par la faible variabilité de la mesure lorsqu'elle est répétée dans des conditions similaires.

– Robustesse : un indicateur est robuste lorsque sa mesure ou son calcul reste fiable même lorsque les conditions (spatiales, temporelles, d'intensité d'impact, autres que le changement à mesurer) varient : la relation entre les éléments de biodiversité pris en compte pour le calcul et l'impact sur la biodiversité reste constante. La valeur d'un indicateur robuste est peu ou pas influencée par des mesures imprécises ou des erreurs, la variabilité des instruments de mesure, des données manquantes, des variables confondantes.

– Sensibilité : un indicateur est sensible lorsqu'il permet de faire la différence entre des situations qui sont réellement différentes. Un indicateur sensible signale rapidement un changement significatif. Il est donc adapté au degré de détection pertinent pour les objectifs souhaités. Ceci requiert que les mesures soient réalisées à des pas de temps et des échelles spatiales pertinentes.

– Fiabilité : un indicateur est fiable lorsque sa valeur varie toujours dans le même sens que le phénomène qu'il décrit.

- Une partie de la grille a été dédiée aux métriques de biodiversité utilisées ainsi qu'à la pertinence des outils pour rendre compte des impacts des activités sur la biodiversité.
- Enfin : données, construction méthodologique, domaine d'interprétation des outils et pistes d'amélioration ont été intégrés à la grille d'évaluation. La grille d'évaluation est en annexe 2 p.79.

La méthodologie développée pour les indicateurs de l'ONB a donc été longuement et très largement adaptée à la construction et aux grandes lignes directrices de ces sept outils de mesure. Ce cadre méthodologique peut être remobilisé et amélioré pour d'autres exercices d'évaluation ou la construction d'indicateurs.

2.2.4 Déroulé et résultats de l'évaluation

L'équipe projet a ensuite mobilisé des experts académiques en écologie et en économie afin de conduire une évaluation externe, indépendante et transparente de ces sept outils de mesure. Chaque outil a été évalué par deux experts indépendants entre juin et août 2019. L'équipe projet a ensuite réalisé la synthèse des évaluations, relue et validée par les experts. Un dialogue entre les concepteurs d'outils et experts a été organisé pour chaque outil entre novembre et décembre 2019 : il a permis de préciser, de part et d'autre, certains points de l'évaluation et d'échanger sur les développements à court et moyen termes des outils. Ces éléments sont retranscrits dans les évaluations complètes.

De façon générale, ces évaluations scientifiques synthétiques ont permis de révéler l'importance d'évaluer les modèles mobilisés pour relier activités – pressions – impacts dans la construction des outils de mesure ainsi que les méthodes et cadres conceptuels sur lesquels ils reposent.

2.3. Les résultats synthétiques des évaluations des outils

Les résultats présentés ici, synthétisés, reflètent la compréhension et l'évaluation des experts d'après les documents méthodologiques mis à leur disposition (publications listées dans les évaluations complètes, accessibles en ligne). Les outils ont évolué depuis l'évaluation scientifique : certains commentaires peuvent ne plus être d'actualité soit parce que l'outil a été amélioré, soit parce que sa méthodologie a été ré-orientée.

2.3.1. Product Biodiversity Footprint (PBF)

Au moment de l'évaluation, l'outil *Product Biodiversity Footprint* (PBF) était au stade de projet pilote auprès d'entreprises avec un amont agricole et utilisant de la laine de chèvre et des huiles végétales (colza, palme). L'échelle d'application de l'outil est celle des produits et services tout au long du cycle de vie, aux niveaux régional ou mondial, pour les milieux terrestres et d'eaux douces. Le cadre conceptuel général mobilisé par l'outil est basé sur le cadre d'analyse du cycle de vie (ACV ou *Life Cycle Assessment*, LCA).

Concernant les pressions prises en compte, l'outil PBF retient trois pressions directes en reprenant celles prises en compte par la méthode LC-IMPACT (voir paragraphe suivant) : changement d'habitat (occupation, transformation des sols et stress hydrique), pollutions et changement climatique. L'outil PBF permet également l'évaluation de deux pressions qui ne sont pas dans le modèle ACV : espèces envahissantes et gestion des espèces. Les impacts sont évalués indépendamment pour ces cinq pressions. Les évaluateurs soulignent, au moment de l'évaluation, le manque de la prise en compte du dérangement (pollutions sonores et lumineuses notamment).

Liens entre les activités et les pressions

L'outil PBF se base sur le modèle de l'ACV pour lier activités et pressions. Il s'appuie sur la méthode LC-IMPACT. LC-IMPACT fournit une approche spatialisée d'évaluation des impacts tout au long du cycle de vie de produits et services, notamment dans les domaines de la qualité des écosystèmes et des ressources. C'est cette méthode qui est le principal modèle sous-jacent à l'outil. Le choix de cette méthode par rapport à d'autres est bien documenté dans la description du PBF.

La méthodologie de l'outil PBF présente ici plusieurs avantages : l'ACV apporte une vision d'ensemble du produit et de ses impacts depuis sa production jusqu'à sa fin de vie ; la méthode LC-IMPACT intègre les derniers développements en matière d'ACV et permet, avec des facteurs de caractérisation spatialisés, d'identifier les points d'impacts importants, tant géographiquement qu'à des étapes particulières du cycle de vie ; enfin, l'outil adopte une politique d'amélioration et d'intégration des dernières connaissances en écologie afin de pallier, en partie, le manque de précision inhérent à l'ACV, particulièrement sur les impacts relatifs à l'utilisation des terres.

À cette étape, les données utilisées dans le modèle d'ACV, et reprises dans l'outil PBF pour le calcul de l'indicateur (en fait cinq indicateurs correspondant aux cinq pressions prises en compte), sont les facteurs de caractérisation LC-IMPACT v0.5 pour les facteurs de caractérisation et les données du cycle de vie issues des bases de données Ecoinvent et Agribalyse®. Ces données sont reconnues et validées, mais comportent un certain niveau d'agrégation entraînant un manque de précision dans l'obtention et la représentation des résultats. D'autres types de données, liées aux activités, sont également nécessaires au calcul des indicateurs et sont mobilisées : données de l'entreprise sur le processus de production du produit (matières premières, transport, rendements, etc.) et de localisation pour les principaux processus (localisation du sourcing, etc.). Ces données sources apportent de la précision et de la spécificité dans le calcul des indicateurs et leur interprétation.

La précision de la relation entre activités et pressions semble significative.

La sensibilité de la relation entre activités et pressions semble vérifiée au niveau de l'entreprise.

Quant à la fiabilité, celle-ci dépend, en partie, de la justesse de l'inventaire de cycle de vie et du degré de fiabilité et de transparence des données transmises par l'entreprise.

Liens entre les pressions et les impacts

Le modèle mobilisé dans l'outil PBF pour lier pressions et impacts sur la biodiversité reste le cadre d'analyse du cycle de vie en s'appuyant sur la méthode LC-IMPACT.

La métrique de biodiversité utilisée dans la méthode LC-IMPACT, et reprise dans le PBF, est la perte potentielle d'espèces (*Potential Species Loss*, PSL) exprimée en fraction potentiellement disparue d'espèces (*Potential Disappeared Fraction of species*, PDF) d'ici un an (PDF.yr).

Un des avantages de la méthodologie de l'outil PBF est ici de proposer une métrique agrégée et synthétique (PDF) pour laquelle il est possible de délinéer et de restituer, au besoin, des informations sur les cinq pressions prises en compte et pour différentes caractéristiques d'un produit afin d'aider à sélectionner les options ayant le moins d'impacts sur la biodiversité.

À l'inverse, en utilisant cette métrique, l'indicateur ne rend pas compte de la complexité des écosystèmes, des interactions entre espèces, ni des fonctions, etc.

À cette étape, les données utilisées dans la méthode, et donc reprises dans l'outil PBF, sont issues de données réelles et de modélisation. Elles proviennent de bases de données sur la biodiversité (par exemple : IBAT, PREDICTS…) et de données de l'entreprise issues d'études existantes (inventaires, études d'impact…).

Perte potentielle d'espèce
Potential Disappeared Fraction of species
(PDF)

La perte potentielle d'espèces (*Potential Species Loss*, PSL) – exprimée en fraction potentiellement disparue d'espèces (*Potential Disappeared Fraction of species*, PDF) d'ici un an (PDF.yr) – représente la perte potentielle d'espèces en tenant compte de l'effet de l'occupation des sols – qui réduit tout ou partie de l'aire de répartition de ces espèces –, de l'abondance relative de ces espèces et du niveau de vulnérabilité des espèces touchées.

La PSL peut être régionale (PSLreg) ou globale (PSLglo) : l'indicateur régional (PDFreg*yr) quantifie le potentiel de disparition des espèces au niveau régional – la région étant entendue comme une zone écologiquement homogène, pratiquement identifiée comme une écorégion, pour les écosystèmes terrestres ; et comme les bassins versants pour les écosystèmes d'eau douce. L'indicateur mondial (PDFglo*yr) quantifie le potentiel de disparition mondiale des espèces, en tenant compte de leur vulnérabilité au niveau mondial.

La PDF quantifie le potentiel de disparition d'espèces et non pas le nombre réel d'espèces disparues.

Concernant la précision de la relation entre pressions et impacts, celle-ci semble précise et solide grâce au recours à la méthode LC-IMPACT qui s'appuie sur des données consolidées et qui sont complétées par la littérature scientifique. Toutefois, il y a toujours des biais compte-tenu de l'agrégation inhérente à l'ACV et à la méthodologie d'analyse, mais l'utilisation d'un facteur de correction visant à préciser les résultats en fonction de la biodiversité locale devrait permettre de limiter les biais.

La relation entre pressions et impacts est, *a priori* sensible, notamment grâce à la prise en compte de pratiques spécifiques aux secteurs d'activités et à l'intégration de données propres à l'entreprise pour un produit donné. La détection précoce de changements de biodiversité est toutefois limitée par le caractère agrégé de l'outil, de tels changements étant généralement observés à petite échelle. De la même façon, l'outil PBF ne permet pas de détecter des changements inhabituels voire des points d'inflexion lors de changements non linéaires.

Enfin, la fiabilité repose sur celle de la méthode LC-IMPACT ainsi que sur des sources scientifiques et les

bases de données mobilisées. Ces dernières semblent fiables et transparentes. La fiabilité des données concernant les spécificités par secteur et les entreprises des produits évalués doit être jugée au cas par cas, ce qui n'a pas été réalisé dans cette évaluation.

Périmètres, biodiversité prise en compte et pertinence de l'indicateur pour rendre compte des impacts

Au niveau temporel, les évaluateurs relèvent que la façon dont cet aspect est pris en compte dans l'outil PBF et dans la méthode LC-IMPACT n'est pas claire : l'outil permet de réaliser une évaluation à un temps t mais en s'appuyant sur des données collectées au cours d'études menées sur plusieurs années et la méthode permet de modéliser les catégories d'impacts selon deux approches (l'une avec un horizon temporel limité, l'autre avec un horizon temporel étendu) – mais la référence temporelle et le report de l'impact à un changement annuel ne sont pas explicites.

Au niveau spatial, l'outil PBF peut être décliné à deux échelles : régionale (PDFreg*yr) et globale (PDFglo*yr). Parmi les cinq pressions sur la biodiversité considérées dans l'outil, trois sont spatialisées. Pour ces dernières, les facteurs de caractérisation ne sont pas nécessairement évalués à la même résolution spatiale (écorégion vs niveau du pays) en fonction des informations spatiales disponibles. Le niveau de l'écorégion a l'avantage de considérer les impacts à l'intérieur de régions géographiques caractérisées par des modèles écologiques spécifiques, qui tiennent compte des dynamiques environnementales et des processus écologiques. Toutefois, les évaluateurs notent qu'il serait utile d'apporter des éclaircissements sur la méthodologie de spatialisation des catégories d'impacts.

En termes de niveau d'organisation et de dimension de la biodiversité, l'outil PBF se focalise sur la composition en espèces. Au moment de l'évaluation, l'outil PBF reprend les cinq groupes taxonomiques couverts par la méthode LC-IMPACT : oiseaux, mammifères, reptiles, amphibiens et plantes vasculaires. Les groupes taxonomiques peuvent être analysés séparément ou peuvent être agrégés pour représenter la fraction potentiellement disparue d'espèces (PDF). La vulnérabilité par taxon est prise en compte en intégrant les données de la Liste rouge UICN. Si l'intérêt de la composition en espèces est de communiquer facilement vers un large public, il n'en reste pas moins que les niveaux génétique et écosystémique peuvent aussi être influencés à un moment donné du cycle de vie des produits. L'outil permet d'avoir une estimation de l'impact sur des espèces à un temps t, ce qui permet de faciliter la compréhension des résultats, mais, a priori, sans rendre compte de la complexité de la biodiversité (évolution, interactions…) et des impacts à moyen et long termes. De plus, l'effondrement de la biodiversité ne se produit pas seulement à travers la perte d'espèces, mais aussi par la diminution de l'abondance – la réduction du nombre d'individus par espèce au sein des populations – et de la répartition spatiale de nombreuses espèces, ce qui peut avoir des impacts considérables sur les écosystèmes. Les évaluateurs notent que l'interprétation des sorties de l'outil doit ainsi être effectuée avec prudence.

Ainsi, l'indicateur n'est pas représentatif de tous les impacts sur la biodiversité qui sont occasionnés au cours du cycle de vie d'un produit (tels que la perte de fonctions écologiques, la diminution de l'abondance des espèces, la perte de diversité génétique, etc.).

L'outil ayant vocation à appuyer la décision autour de plusieurs versions d'un même produit, en mettant l'accent sur des variantes plus respectueuses de la biodiversité, il n'est pas forcément intéressant de répéter le calcul de l'indicateur. Cependant, il peut être utile de réévaluer les options autrefois choisies comme plus respectueuses de la biodiversité, au fur et à mesure que les bases de données sont mises à jour.

Méthodologie, utilisation de l'outil et interprétation de l'indicateur

Le calcul de l'indicateur est peu accessible à un non-spécialiste de l'ACV et les concepteurs recommandent de s'entourer de spécialistes de la méthode et de l'écologie. La méthodologie de l'inventaire de cycle de vie n'est pas précisée dans la documentation du PBF disponible lors de l'évaluation, alors qu'elle constitue l'étape la plus délicate. Les évaluateurs notent aussi que, si l'ajustement des impacts relatifs à l'utilisation des terres avec des données issues de la littérature en écologie permet de mieux distinguer entre les pratiques plus ou moins respectueuses de la biodiversité, pour la résolution spatiale à laquelle les indicateurs de l'outil PBF sont conçus – principalement au niveau de l'écorégion ou du pays –, les données de contexte écologique local manquent fortement alors qu'elles constitueraient un complément important et devraient être davantage prises en compte pour affiner ces indicateurs – limite connue par les concepteurs de l'outil PBF. De plus, ces étapes d'intégration de données complémentaires, indispensables, sont réalisées au cas par cas, et sont donc difficiles à évaluer. Néanmoins, les autres étapes méthodologiques sont claires, rigoureuses et transparentes.

Outre les limites évoquées avant, les évaluateurs notent les biais inhérents à toute analyse nécessitant l'agrégation de grandes quantités de données – mais les facteurs de correction mis en œuvre permettent de limiter ces biais.

Il n'y a pas de valeurs cibles proprement dites et il n'y a pas de comparaison possible avec un référentiel unique mais uniquement entre les différents indicateurs (un pour chaque facteur d'impacts sur la biodiversité) pour différentes versions d'un produit afin de minimiser l'impact sur la biodiversité.

L'outil PBF semble être conçu pour être appliqué à divers secteurs de sorte qu'il pourrait être utilisé dans le domaine public pour comparer des options au niveau de produits, voire au niveau des projets (par exemple : construction d'infrastructures, projets de développement durable, etc.).

Selon les évaluateurs, l'outil ne semble actuellement pas approprié pour intégrer le suivi d'objectifs de cadres internationaux en faveur de la biodiversité. Toutefois, il permet d'encourager les entreprises de divers secteurs d'activité à engager et suivre leurs progrès en matière de biodiversité, et plus particulièrement à « réduire les pressions directes sur la biodiversité et promouvoir une utilisation durable » (but stratégique B des objectifs d'Aichi). L'outil PBF permet donc d'engager des mesures répondant aux objectifs des cadres internationaux en faveur de la biodiversité mais ne permet pas d'observer directement la contribution aux objectifs fixés.

Pistes d'amélioration

Les évaluateurs suggèrent que l'outil pourrait être amélioré en ajoutant une métrique d'abondance. L'abondance moyenne des espèces (*Mean Species Abundance,* MSA) pourrait être une mesure supplémentaire intéressante à considérer. De plus, il pourrait être pertinent de considérer l'étendue de l'écosystème (*Ecosystem Extent*) comme une mesure supplémentaire dans l'outil PBF étant donné les divers secteurs d'activité qu'il vise.

Par ailleurs, la prise en compte des fonctions – et des services écosystémiques – serait intéressante à insérer. De même, l'intégration de la biodiversité marine est indispensable. Il semble aussi important de réussir à prendre en compte les insectes.

En termes méthodologiques, les concepteurs travaillent à l'intégration de l'écotoxicité, mais il pourrait être intéressant d'ajouter également la vulnérabilité des espèces au climat et d'intégrer des données écologiques sur le contexte local afin de mieux affiner l'indicateur. Les évaluateurs notent aussi que la méthodologie d'ACV peut avoir tendance à sous-estimer l'impact par rapport à une analyse qui mobilise des tableaux ressources-emplois (ou entrées-sorties) mais qui sont moins précis. Un couplage des deux méthodologies pourrait constituer une piste de réflexion. Ce couplage des deux méthodologies, complexe, permettrait néanmoins de répondre aux limites de chacune.

Enfin, il pourrait être intéressant de compléter la dimension d'aide à la décision en apportant des éléments chiffrés en termes de coûts des éléments constituant le produit.

Publications recommandées pour son amélioration

- de Baan L., Alkemade R., Koellner T. (2013). Land use impacts on biodiversity in LCA: A global approach. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(6) 1216–1230. https://doi.org/10.1007/s11367-012-0412-0.

2.3.2 Product Biodiversity Footprint for Financial Institution (BFFI)

Une première version de l'outil Biodiversity Footprint for Financial Institutions (BFFI) a été lancée en 2018. L'outil concerne tous les secteurs d'activités puisqu'il vise à évaluer l'impact sur la biodiversité d'un portefeuille financier constitué d'un mélange d'actions (tous secteurs) et d'obligations (dépenses de l'état). L'échelle d'application de l'outil est celle du portefeuille de secteurs ou d'entreprises – l'outil n'est pas approprié pour une application au niveau du site ou du projet – et porte sur les milieux terrestres, aquatiques continentaux, voire marins en fonction des données disponibles. Le cadre conceptuel général mobilisé par l'outil est basé sur le cadre d'analyse du cycle de vie (ACV ou *Life Cycle Assessment*, LCA).

Concernant les pressions prises en compte, l'outil BFFI ne retient que certaines pressions sur l'ensemble de celles prises en compte dans la base EXIOBASE (voir paragraphe suivant), en se focalisant sur celles qui ont un impact sur la biodiversité : changement climatique, usage de l'eau, écotoxicité sur les milieux terrestres, les milieux aquatiques continentaux et marins, eutrophisation des eaux continentales et marines, formation d'ozone troposphérique, transformation et occupation des sols. Au moment de l'évaluation, le BFFI ne considère pas les espèces envahissantes, le dérangement (bruit, pollution lumineuse, etc.) et l'exploitation directe/la surexploitation.

Liens entre les activités et les pressions

L'outil BFFI se base sur le modèle de l'ACV pour lier activités et pressions. Il s'appuie sur la base EXIOBASE (version 3). EXIOBASE est une base de données mondiale qui propose un tableau entrées-sorties (*input-output*, MR-IOT) et un tableau ressources-emplois (*supply-use*, MR-SUT) dans une approche globale et étendue sur le plan environnemental. C'est cette base, et le modèle de liens entre activités et impacts qui la fonde, qui est le principal modèle sous-jacent aux liens entre activités et pressions.

La méthodologie de l'outil BFFI présente ici des avantages : l'approche ACV inclut tous les impacts de la chaîne de valeur ; l'emploi d'EXIOBASE est intéressant par la gamme des secteurs et des activités considérés.

Elle présente toutefois des limites liées à l'emploi d'EXIOBASE. Les secteurs économiques sont divisés en 163 catégories, ce qui constitue une représentation assez grossière. Le modèle n'est pas spécifique et spécifié au niveau régional ce qui présume de fortes incertitudes significatives. Il y a aussi des limites quant à la collecte et la compilation des données : en effet, les données sont issues des comptabilités nationales des états – or chaque état a son propre système de classification.

À cette étape, les données utilisées dans le modèle d'ACV, et reprises dans l'outil BFFI pour le calcul de l'indicateur, sont celles d'EXIOBASE3.

Concernant la précision, les évaluateurs notent que la relation entre activités et pressions est correctement traduite dans le modèle EXIOBASE. Cette relation est basée sur la moyenne de la consommation et de l'émission par secteur. Mais les incertitudes sont considérables. En effet, la marge d'erreur qui existe entre activités et pressions est différente au sein et pour chaque secteur. Il y a ainsi deux risques : celui de sous-estimer l'impact d'une activité car elle aurait des pratiques plus néfastes que la moyenne du secteur auquel elle appartient, et celui, inverse, de surestimer l'impact d'une activité. Les concepteurs du BFFI proposent de compléter l'analyse quantitative par une analyse qualitative qui doit aider à situer l'entreprise par rapport au reste de son secteur.

La sensibilité de l'outil est limitée au secteur et/ou au pays : l'outil permet de faire la différence entre deux activités qui appartiennent à deux secteurs différents ou de comparer deux activités qui appartiennent au même secteur mais qui sont situées dans deux pays différents.

La fiabilité est fortement dépendante des données qui ont été utilisées pour construire les tables présentées dans EXIOBASE. En effet, tous les pays n'ayant pas les mêmes systèmes de comptabilité, il y a eu des traitements pour agréger ou désagréger des données issues de différentes sources et la réalisation d'extrapolations. L'analyse qualitative proposée par les concepteurs peut venir compléter les biais liés au manque de fiabilité des données.

Les évaluateurs notent que la relation entre les activités et les pressions est reproductible mais pas assez précise par rapport à des projets ou des territoires spécifiques. La méthodologie de l'outil BFFI s'applique aux études à grande échelle et aux activités agrégées mais pas de façon spécifique à une entreprise ou à une région.

Liens entre les pressions et les impacts

Le modèle mobilisé dans l'outil BFFI pour lier pressions et impacts sur la biodiversité reste le cadre ACV en s'appuyant sur la méthode ReCiPe. ReCiPe permet de convertir des données de cycle de vie en impacts. Cette méthode utilise en entrée des informations sur les émissions (par exemple sur le CO_2 ou le SO_2) pour calculer l'empreinte environnementale à mi-parcours (*midpoint impacts categories*) (par exemple le changement climatique, l'utilisation des terres, l'eutrophisation…) et, ensuite, pour calculer l'impact résultant sur les écosystèmes ou la biodiversité (*endpoint impacts category*).

La métrique de biodiversité utilisée dans la méthode ReCiPe, et reprise dans le BFFI, est la perte potentielle d'espèces (*Potential Species Loss*, PSL) exprimée en fraction potentiellement disparue d'espèces (*Potential Disappeared Fraction of species*, PDF) d'ici un an (PDF.yr) – et par hectare pour le milieu terrestre, par mètre cube pour le milieu aquatique. Le résultat peut être utilisé pour calculer l'empreinte biodiversité en mètres carré (m²) par euro (€) investi.

Le lecteur pourra se rapporter à l'évaluation de l'outil PBF pour un complément d'information sur cette métrique.

Un des avantages de la méthodologie de l'outil PBF est ici de proposer une métrique agrégée et synthétique (PDF). L'indicateur est ainsi plutôt général et de type biophysique, il ne s'expose ainsi pas aux polémiques qui entourent l'évaluation monétaire de la biodiversité.

La méthodologie de l'outil BFFI présente toutefois des limites liées à l'utilisation de la méthode ReCiPe car elle s'appuie sur une relation linéaire entre quantité de pressions et perte de biodiversité. Cette relation ne permet pas de tenir compte d'éventuels effets de seuil en dessous desquels un écosystème serait complètement détruit. De plus, la métrique utilisée met l'accent sur les espèces : les attributs fonctionnels et structurels de la biodiversité sont largement négligés. La PDF quantifie le potentiel de disparition d'espèces plutôt que le nombre exact d'espèces disparues.

À cette étape, les données utilisées dans la méthode ReCiPe, et donc reprises dans l'outil BFFI, sont des données de modélisation de type « dose-réponse ». Ces données permettent d'obtenir une information sur les facteurs d'impact sur la biodiversité dans différents secteurs et autorisent ainsi une analyse qualitative guidant l'interprétation et l'utilisation du résultat fournit par l'outil.

Concernant la précision de la relation entre pressions et impacts, elle relève surtout de la méthode ReCiPe qui simplifie la relation entre pressions et impacts en utilisant des données moyennes, entraînant ainsi des incertitudes. Les évaluateurs signalent que la marge d'incertitude est aussi dépendante des données scientifiques disponibles pour alimenter la méthode. Les concepteurs de l'outil BFFI recommandent d'ailleurs de compléter l'analyse quantitative par une

analyse qualitative, notamment pour éviter certains investissements dont les impacts sont sous-estimés par l'évaluation.

Concernant la sensibilité, les évaluateurs soulignent que la méthode ReCiPe a été fortement remaniée entre sa version ReCiPe2008 et ReCiPe2016. Un cas d'étude montre qu'il en résulte un changement important dans l'impact calculé pour un portefeuille financier. Cette différence est liée à l'intégration des dernières informations scientifiques mais elle montre aussi la sensibilité de l'outil. Toutefois, l'outil ne permet pas de détecter des changements précoces de biodiversité par le niveau d'agrégation des données. De la même façon, parce que la méthode est basée sur des relations linéaires, l'outil BFFI ne permet pas de détecter des changements inhabituels, voire des points d'inflexion lors de changements non linéaires.

Enfin, la fiabilité repose sur la qualité des sources de données pour lesquelles des mises à jour fréquentes sont nécessaires afin d'intégrer les dernières connaissances.

Périmètres, biodiversité prise en compte et pertinence de l'indicateur pour rendre compte des impacts

Au niveau temporel, l'outil s'intéresse à l'échelle temporelle annuelle. La métrique des impacts (PDF) peut aussi être convertie en une unité indépendante du temps.

Au niveau spatial, l'outil n'a pas de périmètre spécifique puisqu'il s'agit d'évaluer l'impact d'investissements. L'intérêt est d'avoir construit un outil unique quel que soit la localisation de l'impact – mais il ne permet pas de tenir compte des spécificités et des particularités de chaque pays, ni locales.

En termes de niveaux d'organisation et de dimensions de la biodiversité, l'outil BFFI se focalise sur la composition en espèces. Au moment de l'évaluation, l'outil BFFI agrège les espèces et ne tient pas compte de la spécificité de certaines espèces ayant un rôle fonctionnel particulièrement important ou encore une valeur patrimoniale. Si l'intérêt de la composition en espèce réside dans des données plus facilement disponibles, il n'en reste pas moins que les attributs fonctionnels et structurels de la biodiversité sont largement négligés. De plus, la synthèse des impacts en une unité unique (PDF) peut entraîner plusieurs risques : ceux liés à la localisation des impacts en considérant que tous les écosystèmes sont équivalents, sans prendre en compte le rôle fonctionnel des écosystèmes ; et ceux liés à la standardisation des écosystèmes, en considérant que perdre 100% d'espèces sur un hectare de forêt primaire équivaut à perdre 100% d'espèces dans un désert.

Ainsi, l'indicateur n'est pas représentatif de tous les impacts sur la biodiversité qui sont occasionnés par les activités prises en compte. De plus, les évaluateurs rappellent qu'il n'intègre pas les impacts liés à la surexploitation, aux espèces envahissantes et au dérangement (pollution lumineuse, bruit).

Les évaluateurs notent que la méthodologie de l'outil BFFI est intéressante pour évaluer des impacts des investissements sur la biodiversité, question difficile et sujette à l'incertitude, mais que de nombreuses limites existent du fait de l'utilisation de deux méthodes (EXIOBASE, ReCiPe) qui ont leurs limites respectives, notamment le fait d'utiliser une relation linéaire entre quantité de pressions et perte de biodiversité. Les évaluateurs invitent ainsi à la prudence quant à l'usage de l'outil pour le pilotage d'une stratégie d'investissements ou pour de la communication externe. Ils soulignent aussi que l'outil BFFI vise aussi à montrer que certains investissements peuvent avoir des effets positifs sur la biodiversité. Ceci peut poser deux problèmes : d'abord le retour à une logique de durabilité faible (substitution de capital anthropogénique au capital naturel) puisque des impacts sur la biodiversité pourraient être compensés par des investissements dans des infrastructures ; ensuite, parce que les effets positifs des investissements sur la biodiversité sont très incertains.

L'outil ayant vocation à aider à la décision pour l'investissement, il n'est pas forcément intéressant de répéter le calcul. En revanche, l'indicateur peut être mis à jour pour de nouveaux investissements et au fur et à mesure que les données sur la biodiversité et l'ACV deviennent disponibles dans les bases de données considérées. Ainsi, la méthode associée au BFFI préconise un calcul annuel afin de suivre l'évolution de l'impact du portefeuille financier (ensemble des investissements).

Méthodologie, utilisation de l'outil et interprétation de l'indicateur

Le calcul de l'indicateur est clair et rigoureux, mais la quantité de données utilisées – publiquement disponibles à l'exception du portefeuille d'investissements – rend l'appropriation et la compréhension assez difficile.

Outre les limites évoquées avant, les évaluateurs notent qu'il existe cependant une chaîne d'incertitudes tout au long du calcul et cela peut entraîner une accumulation de biais dans les résultats de l'outil, ce que l'analyse qualitative permet de discuter.

Il n'existe pas de valeur cible proprement dite, l'idéal à atteindre serait l'absence de perte de biodiversité.

Le domaine d'application de l'outil BFFI reste l'évaluation de l'impact de décisions d'investissements. Il pourrait être utilisé dans un cadre public mais à large échelle (par exemple pour le secteur des travaux publics).

Selon les évaluateurs, du fait des méthodes utilisées et des incertitudes associées, l'outil ne semble pas approprié pour intégrer le suivi d'objectifs de cadres internationaux en faveur de la biodiversité.

Pistes d'amélioration

Les évaluateurs suggèrent que l'outil pourrait être amélioré en tenant compte de la diversité fonctionnelle, via les traits d'espèces. Ce peut être, en comparaison à la richesse spécifique, une métrique plus appropriée pour calculer les facteurs de caractérisation qui permettent d'estimer la perte de biodiversité liée au changement d'usages des terres. Cependant, les indicateurs fonctionnels nécessitent généralement une très grande quantité de données et il n'est pas certain qu'il soit possible de construire les facteurs de caractérisation nécessaire, vu le grand nombre de drivers dans EXIOBASE, pour lier activités, pressions et impacts fonctionnels.

Par ailleurs, la conversion des pressions en impacts sur la biodiversité pourrait être complétée par d'autres indicateurs, tel que l'indicateur de dommage écologique potentiel (Ecological Damage Potential indicator, EDP). Celui-ci est basé sur une logique d'occupation du sol : pour un type d'usage, on évalue l'impact sur la biodiversité, alors que la logique du BFFI est plutôt de partir de l'ensemble des consommations et des émissions d'un secteur donné et d'en déduire un impact sur la biodiversité.

En termes méthodologiques, il serait souhaitable d'intégrer la prise en compte de plus de pressions. Il serait également utile de développer une mesure de l'erreur dans l'évaluation des impacts sur la biodiversité pour avoir une idée du domaine de validité des résultats. A ce titre, il pourrait être intéressant de renforcer le réseau d'experts qui permettent d'améliorer les données d'EXIOBASE, notamment dans des domaines ou des secteurs spécifiques, et les facteurs de conversion de ReCiPe. Par ailleurs, des études de cas où les impacts sur la biodiversité sont mesurés après les investissements et une comparaison avec l'évaluation ex ante pourraient être envisagés.

Enfin, il serait intéressant de formaliser et de généraliser un guide d'aide à la décision pour accompagner l'utilisation de l'outil, de le compléter par des analyses qualitatives et une politique d'investissements qui vise à limiter les manques de l'indicateur.

Publications recommandées pour son amélioration

- Koellner, Thomas & Scholz, Roland. (2008). Assessment of land use impacts on the natural environment. Part 2: Generic characterization factors for local species diversity in Central Europe. The International Journal of Life Cycle Assessment, 13(1), 32-48. https://doi.org/10.1065/lca2006.12.292.2
- Souza Danielle Maia de, Flynn Dan, Declerck Fabrice, Rosenbaum Ralph, Lisboa Henrique, Koellner Thomas. (2013). Land use impacts on biodiversity in LCA: Proposal of characterization factors based on functional diversity. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 18(6), 1231-1242. https://doi.org/10.1007/s11367-013-0578-0

2.3.3 Global Biodiversity Score ™ (GBS)

Au moment de l'évaluation, l'outil Global Biodiversity Score (GBS) était au stade de développement et de mise en application au sein de pilotes, en collaboration avec des entreprises. Il est développé pour s'appliquer à un grand nombre de secteurs d'activités utilisant des matières premières. L'échelle d'application de l'outil est celle de grands projets ou d'unités d'affaire – et, à terme, de portefeuilles d'investissements. Au moment de l'évaluation, il prend en compte les milieux terrestres, et la composante pour les milieux dulçaquicoles était en cours de développement. Le cadre conceptuel général mobilisé par l'outil est le cadre d'analyse du cycle de vie (ACV ou *Life Cycle Assessment*, LCA).

Concernant les pressions prises en compte, l'outil GBS retient huit pressions sur l'ensemble de celles prises en compte dans la base EXIOBASE (voir paragraphe suivant) – pour la biodiversité terrestre : utilisation des terres (agriculture, foresterie, urbanisation), dépôts azotés aériens, fragmentation des milieux naturels, changement climatique, empiétement humain ; pour la biodiversité dulçaquicole : utilisation des terres (conversion des zones humides, artificialisation de l'amont des bassins versants), perturbations hydrologiques, eutrophisation. Toutefois, au moment de l'évaluation, le GBS ne considère pas les espèces envahissantes, le dérangement (bruit, pollution lumineuse, etc.), les pollutions chimiques des sols et des eaux, et l'exploitation directe/la surexploitation. Les concepteurs de l'outil envisagent de l'améliorer sur ce plan-là.

Liens entre les activités et les pressions et pressions prises en compte

L'outil GBS se base sur le modèle de l'ACV pour lier activités et pressions. Il s'appuie sur la base EXIOBASE (version 3). EXIOBASE est une base de données mondiale qui propose un tableau entrées-sorties (*input-output, MR-IOT*) et un tableau ressources-emplois (*supply-use, MR-SUT*) dans une approche globale et étendue sur le plan environnemental. C'est cette base, et le modèle de liens entre activités et impacts qui la fonde, qui est le principal modèle sous-jacent aux liens entre activités et pressions.

La méthodologie de l'outil GBS présente ici plusieurs avantages liés à l'emploi d'EXIOBASE : le lien entre activités et pressions est établi de façons différentes selon les pressions prises en compte ; l'intégration de l'effet cumulatifs des différents types de pressions est explicite ; il y a une valeur quantitative agrégée, compréhensible et informative des impacts des activités économiques – à condition que l'inventaire (quantification des flux entrants et sortants) de l'ACV soit correctement mis en œuvre.

Elle présente toutefois des limites, la principale étant de n'intégrer, au moment de l'évaluation, que les opérations « amont » (approvisionnement, production) et de ne pas prendre en compte les opérations « aval » (utilisation, recyclage, etc.).

Le lecteur pourra se rapporter à l'évaluation de l'outil BFFI (numéro 3.2) pour un complément sur les avantages et les limites liés à l'utilisation d'EXIOBASE.

À cette étape, les données utilisées dans le modèle d'ACV, et reprises dans l'outil GBS pour le calcul de l'indicateur, sont soit celles d'EXIOBASE3, soit les données directes sur les pressions lorsqu'elles sont disponibles.

Concernant la précision de la relation entre activités et pressions, l'approche générale est précise et pertinente en s'appuyant sur l'ACV. Toutefois, il est nécessaire de disposer d'une méthodologique claire sur la manière de mener l'ACV.

La sensibilité et la fiabilité de l'outil n'ont pas pu être évaluées par les experts.

Liens entre les pressions et les impacts

Pour lier activités et pressions, l'outil GBS se base sur le modèle de l'ACV. L'approche mobilisée dans l'outil GBS pour lier pressions et impacts sur la biodiversité repose particulièrement sur le Global Biodiversity Model (GLOBIO), version 3. GLOBIO est un cadre de modélisation permettant de calculer les impacts de cinq pressions sur une biodiversité terrestre « intacte » pour le passé, le présent et le futur. La modélisation est basée sur des relations corrélatives dérivées de la littérature : données provenant principalement du modèle intégré d'évaluation de l'environnement mondial IMAGE, liant déterminants et pressions, et de données *ad hoc* traitées par certaines formes de méta-analyses. Pour chacun des cinq facteurs, le modèle contient une équation de régression, reliant l'intensité de la pression à l'impact sur la biodiversité. Le modèle GLOBIO est rapproché des méthodes de l'ACV en tant qu'il mobilise des modèles et facteurs de caractérisation.

La métrique de biodiversité utilisée dans le modèle GLOBIO, et reprise dans l'outil GBS, est l'abondance moyenne des espèces (*Mean Species Abundance,* MSA) et son équivalent en surface (par exemple : km² MSA).

La méthodologie du GBS, construite sur la base d'un examen approfondi des données et modèles existants, a été pensée de façon à rester flexible et compatible avec d'autres approches et méthodes – en dehors de GLOBIO – liant les activités et les pressions. La méthodologie présente plusieurs avantages liés, lors de l'évaluation, à l'emploi du modèle GLOBIO : l'effet cumulatif des différents types de pressions et l'approche spatiale sont explicites.

Elle présente toutefois des limites liées à l'utilisation du modèle GLOBIO. Les liens entre les pressions et la biodiversité sont basés sur des relations déterministes, souvent linéaires et corrélatives, calculées à partir d'évaluations ou d'expériences passées : le modèle ne documente pas l'impact réel, mais potentiel, des pressions sur la biodiversité et, de plus, le modèle risque de ne pas tenir compte des changements dans les systèmes et les modèles économiques. Une autre limite repose sur la façon dont les calculs sont effectués, selon que les pressions ont été agrégées au niveau des espèces puis la MSA calculée, ou selon que la MSA a été utilisée pour chaque pression puis agrégée. De plus, il est essentiel de tenir compte de la façon dont la MSA rendra compte des impacts sur les sites riches ou pauvres en espèces, ce dont les concepteurs sont conscients. Par ailleurs, il semble que la dépendance entre les unités spatiales est négligée, ce qui ne permet pas de rendre compte de l'autocorrélation spatiale et de processus importants tels que la dispersion et la connectivité. Cela peut conduire à biaiser l'évaluation des impacts sur la biodiversité.

Abondance moyenne des espèces
Mean Species Abundance **(MSA)**

Cette métrique désigne l'abondance moyenne des espèces en prenant une situation non perturbée comme référence. La MSA est un indicateur du caractère naturel ou de l'intégrité de la biodiversité. Elle est définie comme l'abondance moyenne des espèces originelles, présentes dans la situation non perturbée, par rapport à leur abondance dans les écosystèmes en situation perturbée. L'état de référence correspond à des types d'occupation du sol « naturels » non dédiés à aucune activité humaine particulière (forêts naturelles, prairies naturelles, glaciers…).

Elle ne tient pas compte des augmentations possibles de l'abondance par rapport à l'écosystème non perturbé : la MSA ne peut pas être supérieure à 100 %. Une zone avec une MSA de 100 % signifie une biodiversité similaire ou supérieure à la situation non perturbée de référence. Une MSA de 0 % signifie un écosystème sans plus aucune espèce d'origine, un écosystème complètement détruit.

La MSA traduit un état possible de la biodiversité et non pas l'état réel.

Le lecteur pourra se rapporter à l'évaluation de l'outil BIM (numéro 3.4) pour un complément sur les avantages et les limites liés à l'utilisation de GLOBIO.

À cette étape, les données utilisées dans l'outil GBS sont hybrides : ce sont soit les résultats modélisés de GLOBIO, soit les données réelles lorsqu'elles sont disponibles pour être combinées aux relations pression-impact fournies par GLOBIO. Lors de l'évaluation, le modèle, GLOBIO version 3, se concentrait sur la partie terrestre du globe. Un module pour le milieu aquatique d'eau douce était en cours d'élaboration (GLOBIO-aquatic).

Concernant la précision de la relation entre pressions et impacts, elle relève surtout du modèle GLOBIO sur lequel le GBS se base. Outre les biais évoqués plus haut, l'état de référence, correspondant à une MSA de 100 %, questionne également les évaluateurs car son caractère statique ignore les aspects dynamiques des systèmes écologiques (par exemple modification des aires de répartition des espèces en réponse au changement climatique, sans diminution de leur abondance globale ou encore perturbations intermédiaires) et suppose qu'il n'existe qu'un seul état d'optimum écologique pour chaque écosystème. De plus, l'état de référence peut en réalité refléter un état potentiellement déjà dégradé ou en transition. Par ailleurs, il est le même pour toutes les unités spatiales au sein d'un biome donné, sans tenir compte de l'historique des pressions en différents endroits. Enfin, la façon dont les états de référence sont mobilisés n'est pas claire (par exemple, pour un champ de maïs, est-ce une forêt ou une prairie naturelle ?)

L'incertitude est ainsi modérée à élevée, notamment parce que la métrique MSA est dérivée de relations corrélatives avec les pressions, relations dont les choix méthodologiques posent questions ou pour lesquelles les méta-analyses ne sont pas, au moment de l'évaluation, toutes publiées ; et parce que cela ne rend pas complètement compte de réponses non-linéaires de la biodiversité.

La relation entre pressions et impacts est sensible dans le sens où la méthodologie sépare explicitement les différentes pressions et qu'elle est plutôt sensible à l'intérieur de chaque pression – dans la limite des biais inhérents au modèle GLOBIO. L'outil GBS ne permet pas toutefois de détecter des changements précoces de biodiversité. Bien que l'abondance de la population soit théoriquement une mesure assez sensible du changement de la biodiversité, elle n'est, ici, pas mesurée mais plutôt dérivée par corrélation – ce qui n'est pas l'approche la plus robuste pour des projections dans le futur. De la même façon, l'outil GBS ne permet pas de détecter des changements inhabituels lors de changements non linéaires.

La fiabilité de l'outil repose sur celle du modèle GLOBIO ou d'un autre modèle qui pourrait être mobilisé par l'outil. Le nombre d'études utilisées dans GLOBIO pour calibrer les relations entre pressions et biodiversité reste faible et varie fortement entre biomes et pressions. La fiabilité peut donc être améliorée par l'implémentation de nouvelles données et connaissances et la méthodologie du GBS est conçue pour être mise à jour au fur et à mesure que des progrès seront réalisés.

Périmètres, biodiversité prise en compte et pertinence de l'indicateur pour rendre compte des impacts

Au niveau temporel, l'outil s'intéresse à un périmètre temporel annuel, avec une hypothèse forte : l'annualisation des différences entre 2010 et 2050 avec l'hypothèse d'une variation linéaire de la biodiversité sur cette période, ajustée sur la base de données passées récentes.

Au niveau spatial, le périmètre de l'outil varie en fonction de son application mais, au moment de l'évaluation, la méthodologie n'est pas claire sur la résolution de l'outil GBS.

Le niveau d'organisation de la biodiversité pris en compte dans l'outil GBS est les populations d'espèces. La dimension de la biodiversité prise en compte dans l'outil est la répartition de l'abondance entre les espèces. Si cette dimension, transcrite *via* la MSA, est relativement simple à dériver et plutôt bien adaptée pour établir un lien avec les questions d'extinction d'espèces et d'érosion de la biodiversité, elle est moins évidente pour faire le lien avec des questions fonctionnelles ou évolutives, ainsi que l'interdépendance des espèces ou encore la structure des paysages ou des écosystèmes.

Au moment de l'évaluation, pour la biodiversité terrestre, les mammifères, oiseaux, amphibiens, reptiles, invertébrés et plantes vasculaires sont pris en compte. Toutes les espèces (communes et rares) sont prises en compte mais regroupées au sein de la MSA de sorte qu'il est impossible de savoir exactement quelles espèces sont considérées.

Ainsi, l'indicateur n'est pas représentatif de tous les impacts sur la biodiversité qui sont occasionnés par les activités prises en compte. En effet, il s'applique aux impacts potentiels, plutôt que réels, des activités sur la biodiversité, a priori et a posteriori. Les évaluateurs rappellent aussi que la résolution est actuellement assez grossière et ne permet pas de saisir les changements qui se produisent à petite échelle.

Les évaluateurs soulignent que l'outil GBS n'est pas basé sur des mesures directes de l'état de la biodiversité et ne peut être pas considéré comme un indicateur de changement de la biodiversité. L'outil GBS peut cependant servir à comparer des investissements, identifier des produits à haut risque dans une chaîne d'approvisionnement, évaluer différentes intensités de production pour un même produit ou encore comparer des impacts potentiels de différentes entreprises qui s'approvisionnent pour le(s) même(s) produit(s).

Méthodologie, utilisation de l'outil et interprétation de l'indicateur

Sur le plan conceptuel, le calcul de l'indicateur semble relativement clair, rigoureux et transparent, bien que des précisions importantes soient nécessaires à apporter dans la méthodologie (hypothèses, articulation des calculs, états de référence). La méthodologie repose sur des outils et des ensembles de données complexes et spécifiques, nécessitant une expertise et des connaissances solides pour permettre une évaluation détaillée. Les évaluateurs soulignent que l'outil tire parti d'un ensemble d'approches avancées provenant de différents cadres conceptuels et domaines d'expertise (ACV, PER) avec l'ambition de maximiser la flexibilité et l'interopérabilité avec les autres cadres internationaux (Ipbes, CBD, OECD, UNEP, etc).

En se référant aux limites évoquées avant, les évaluateurs notent que les biais et les limites liées au calcul de l'indicateur affectent sa robustesse et sa rigueur – ce dont les concepteurs sont conscients et pour lesquels ils proposent des améliorations.

Le domaine d'application de l'outil GBS reste l'aide à la décision et la comparaison d'impacts modélisés / attendus sur la biodiversité à travers différents niveaux d'agrégation (site, entreprises, pays, etc.). L'outil, spatialement explicite, permet la comparaison entre entités à des zones géographiques et/ou à des moments différents. Il représente une approche prometteuse pour explorer l'impact potentiel global d'investissements ou de développements d'entreprises, pour rationaliser les activités de production et pour communiquer sur la biodiversité avec les secteurs industriels et économiques. Il pourrait être utilisé dans un cadre public à la fois directement en évaluant les impacts, et indirectement pour aider à la sélection d'entreprises répondant aux marchés.

Selon les évaluateurs, à l'échelle internationale, et au niveau élémentaire de la métrique, la MSA peut être considérée comme une approximation de l'indicateur de la CDB sur les tendances de l'abondance des espèces. Mais une évaluation prudente de la MSA par rapport à la moyenne géométrique de l'abondance et de la valeur ajoutée de l'outil GBS par rapport à GLOBIO, *via* sa mise en œuvre avec des données réelles, doit être effectuée avant une intégration au suivi d'objectifs de cadres internationaux en faveur de la biodiversité.

Pistes d'amélioration

Les évaluateurs suggèrent que l'outil pourrait être amélioré en tenant compte de la structure des paysages, par exemple la connectivité, et des approches plus évolutives et fonctionnelles de la biodiversité, par exemple en intégrant la diversité structurelle ou fonctionnelle des traits, les espèces, les communautés ou les écosystèmes. Un ou plusieurs autres outils ou indicateurs (à partir de modèles ou de données observées) pourraient alors compléter l'outil GBS. Il serait aussi utile d'expliciter comment les changements de valeurs de MSA peuvent être utilisés, voire traduits, en des changements de statut de conservation d'espèce ou de déclin de biodiversité lorsqu'ils sont comparés, par exemple, avec des aires de distribution d'espèces ou des tailles de populations. A plus long terme, le nombre d'espèces impactées devrait aussi être incorporé dans la métrique finale.

En termes méthodologiques, il serait souhaitable de rendre plus explicite l'intégration et la validation de la méthodologie avec des données réelles. L'outil gagnera à intégrer des données réelles et bénéficiera des améliorations apportées à GLOBIO *via* la prise en compte des dernières données et connaissances relatives aux impacts sur la biodiversité. Par ailleurs, l'outil gagnerait à mieux rendre compte des pressions cumulées dans le temps. Enfin, il serait souhaitable d'intégrer toutes les pressions dans les développements futurs de l'outil. Pour finir, le modèle EcoOcean, pour les écosystèmes marins, pourrait aussi être considéré pour l'outil GBS qui, au moment de l'évaluation, ne prenait en compte que les écosystèmes terrestres et envisageait les écosystèmes dulçaquicoles.

D'un point de vue pratique, l'outil GBS pourrait être présenté à l'aide d'un document expliquant l'approche générale et sa pertinence et un autre document, très technique, présentant la méthodologie de manière complète, transparente et rigoureuse pour chaque étape du calcul. Malgré une élaboration minutieuse du GBS, celui-ci utilise une approche corrélative avec de fortes limitations qui peuvent générer une incertitude substantielle dans l'évaluation de l'impact sur la biodiversité. Ces éléments sont fréquents lorsqu'on travaille à une échelle mondiale.

Publications recommandées pour son amélioration

- Connell J. H., 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199, 1302-1310.
- Harfoot *et al.*, 2014, Plos Biology.
- Urban *et al.* 2016, Improving the forecast for biodiversity under climate change. *Science*, 353(6304). https://doi.org/10.1126/science.aad8466
- Newbold T., Hudson L., Hill S., Contu S., Lysenko I. *et al.*, 2015. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature* 520, 45-50.
- Santini L., Belmaker J., Costello M., Pereira H., Rossberg A. *et al.*, 2017. Assessing the suitability of diversity metrics to detect biodiversity change. *Biological Conservation* 213, 341-350. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.08.024
- Scholes, R.J., Biggs, R., 2005. A biodiversity intactness index. *Nature* 434, 45-49. https://doi.org/10.1038/nature03289
- Van Strien A.J., Soldaat L.L., Gregory R.D., 2012. Desirable mathematical properties of indicators for biodiversity change. *Ecological Indicators* 14, 202-208. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.07.007

2.3.4 Biodiversity Impact Metric (BIM)

Au moment de l'évaluation, l'outil Biodiversity Impact Metric (BIM) était au stade de version bêta. Il est développé pour les secteurs fortement liés à la consommation de matières premières ayant un impact sur l'utilisation des terres (alimentation, textile, foresterie, cosmétique…) et porte sur les milieux terrestres. L'échelle d'application de l'outil est celle des produits et services, pour des écorégions définies d'un pays et agrégeables pour produire un score national. L'outil BIM correspond à la composante « biodiversité » d'un outil plus vaste visant à évaluer la santé d'un écosystème en prenant en compte l'impact d'activités sur la biodiversité, le sol et l'eau pour une superficie donnée. Le cadre conceptuel général mobilisé par l'outil est le cadre d'analyse du cycle de vie (ACV ou *Life Cycle Assessment,* LCA) croisé avec le cadre Pression – État – Réponse (PER ou *Pressure, State, Response,* PSR).

Concernant les pressions prises en compte, l'outil BIM retient l'utilisation des terres (agriculture, activités extractives, construction, destruction de l'habitat, fragmentation de l'habitat, etc.) en termes de type et d'intensité d'utilisation. Il ne prend pas en compte les autres pressions anthropiques traditionnellement reconnues – tels que la pollution, le changement climatique, l'exploitation directe des organismes, les espèces exotiques envahissantes – qui peuvent résulter de nombreuses activités d'approvisionnement à travers le monde. En outre, à l'intérieur des impacts de l'utilisation des terres sur la biodiversité, la fragmentation des espaces fait défaut.

Liens entre les activités et les pressions

Pour lier activités et pressions, l'outil BIM se base sur le modèle ACV croisé avec le modèle PER. Il mobilise la formule suivante : Impact sur la biodiversité (HAeq) = Superficie de terres (nécessaire à l'approvisionnement / exploitation de matières premières) × Quantité de biodiversité impactée × Qualité ou importance de la biodiversité impactée.

Au moment de l'évaluation, plusieurs versions méthodologiques de calcul de l'indicateur sont documentées. L'une repose sur l'utilisation de la méthode de calcul de l'abondance moyenne des espèces (*Mean Species Abundance,* MSA) – le lecteur pourra se rapporter à l'évaluation de l'outil GBS (numéro 3.3) pour un complément d'information sur cette métrique –, l'autre sur l'index d'intégrité de biodiversité (*Biodiversity Intactness Index,* BII). Un des principaux avantages de cet outil est que l'un ou l'autre de ces modèles est relativement simple à mobiliser, fondé sur des approches scientifiques ainsi que sur des ensembles de données reconnus à l'échelle mondiale.

A cette étape, les données utilisées dans le cadre de l'outil sont des données sur la localisation, la superficie des terres, le type et l'intensité d'utilisation des terres (tonnes achetées, gestion de la production, rendements locaux…) où l'entreprise, ou ses fournisseurs, produisent ou extraient une matière première. Si des données de localisation précise de la production ne sont pas disponibles, l'outil BIM utilise la situation la plus pessimiste pour la biodiversité dans le pays de provenance, en attribuant un lieu où l'impact est supposé être le plus élevé.

Concernant la précision de la relation entre activités et pressions, l'outil BIM intègre une mesure directe et spatialement explicite de l'utilisation des terres pour la production de matières premières. Les erreurs ou les incertitudes sont a priori faibles dans le cas où les données sont fournies par l'entreprise et sont exactes. Toutefois, la procédure d'assignation d'une surface donnée associée à un type d'utilisation des terres et à un rendement donné n'est pas totalement explicitée dans les méthodologies disponibles lors de l'évaluation et peut générer des incertitudes. De plus, les types d'utilisation des terres définis dépendent de l'approche utilisée pour lier pressions et biodiversité (MSA ou BII) – on ignore donc, au moment de l'évaluation, si les types d'utilisation des terres choisis par le modèle permettent d'estimer avec précision les pressions exercées par l'utilisation des terres sur la biodiversité. Au cas où ces données ne sont pas disponibles, la méthode de calcul de l'indicateur exige alors d'utiliser des données externes potentiellement moins précises.

La sensibilité de la relation entre activités et pressions semble vérifiée car l'outil BIM permet de prendre en compte différentes intensités d'utilisation des terres. Cela nécessite toutefois des données précises. Au cas où ces données ne sont pas disponibles, le fait de supposer que l'utilisation des terres est intense devrait limiter la sous-estimation des impacts.

Quant à la fiabilité de la relation activités-pressions, l'outil BIM incorpore une mesure spatialement explicite, robuste et quantifiable du lien entre activités et pressions liées à l'utilisation des terres. Toutefois, elle dépend de la qualité des données fournies et de l'approche utilisée (MSA ou BII).

Liens entre les pressions et les impacts

Le modèle mobilisé dans l'outil BIM pour lier pressions et impacts sur la biodiversité reste le cadre ACV croisé avec le cadre PER. Il utilise la même formule que pour lier activités et pressions : Impact sur la biodiversité (HAeq) = Superficie de terres × Quantité de biodiversité impactée × Qualité ou importance de la biodiversité impactée. L'impact des activités sur la biodiversité est donc caractérisé par la pondération des surfaces de terres nécessaires pour fournir les matières de base d'un produit ou d'un service en fonction de leurs effets sur la quantité de perte de biodiversité et la qualité ou l'importance de la biodiversité.

Deux métriques sont utilisées dans l'outil BIM : la quantité de biodiversité impactée et la qualité de biodiversité impactée. La quantité de biodiversité impactée est caractérisée par la proportion de la biodiversité perdue pour ce type d'utilisation des terres par rapport à un type d'écosystème originel ou naturel (état de référence). Sa méthode de calcul n'est pas claire au moment de l'évaluation car deux versions méthodologiques sont disponibles. L'une repose sur l'abondance moyenne des espèces (*Mean Species Abundance*, MSA), l'autre sur l'index d'intégrité de biodiversité (*Biodiversity Intactness Index,* BII). Ces métriques utilisées sont indicatrices du caractère naturel d'un espace, en référence à l'intégrité de l'écosystème ou de l'intégrité de la biodiversité.

La qualité ou l'importance de la biodiversité impactée correspond à l'importance mondiale relative du niveau de biodiversité impactée. Elle repose sur la rareté de l'aire de répartition d'espèces (*Range Rarity*), rareté déterminée sur des mailles d'environ 1 km^2 et scorée pour quatre groupes taxonomiques évalués sur la Liste rouge de l'UICN : les amphibiens, les mammifères, les oiseaux et les conifères. Les zones qui abritent un grand nombre d'espèces et/ou des espèces à faible aire de répartition obtiennent un score plus élevé. Cette métrique est une mesure de richesse corrigée en fonction du poids des espèces individuelles et de la taille globale de l'aire de répartition.

Un des avantages de la méthodologie de l'outil BIM est qu'il fournit une mesure quantifiable de l'impact des activités d'utilisation des terres sur la biodiversité dans une zone donnée, avec des pondérations pour la quantité de biodiversité et l'importance de la biodiversité impactée tout en utilisant des métriques reconnues (MSA ou BII et *Range Rarity*). Les métriques utilisées permettent aussi de mesurer l'efficacité potentielle des solutions, et donc d'aider les acteurs à orienter les actions des contributions positives à la biodiversité.

La méthodologie de l'outil BIM présente toutefois des limites. Les impacts sont mesurés aux niveaux écorégional ou national et ne permettent pas de quantifier les impacts à une échelle spatiale plus fine. Cela peut limiter l'identification de changements appropriés (réorientation des processus de production ou mesures *in situ* de gestion et de conservation). Concernant d'autres limites de l'outil, elles sont surtout inhérentes aux méthodes utilisées – notamment sur la façon dont les données sur la biodiversité sont traitées pour établir, dans le cadre de GLOBIO, un lien entre les pressions individuelles et la MSA (et probablement aussi le BII). Parmi les étapes pouvant conduire à des biais citons : choix et prise en compte d'écosystèmes de référence dans un contexte non-stationnaire ; prise en compte de l'incertitude sur les abondances individuelles ; relations pressions – impacts de nature corrélationnelle plus que véritablement causale ; méta-analyses, données déséquilibrées entre pressions et groupes taxonomiques, réponses ou sensibilités variables selon les groupes taxonomiques ; relations globales moyennes, généralement ajustées ne permettant pas de prendre en compte les variations des relations pressions – impacts dans l'espace ou dans le temps. De plus, toutes les méta-analyses ne sont pas publiées.

Enfin, lors de l'évaluation, la mesure de la rareté de l'aire de répartition n'est disponible que pour quatre groupes taxonomiques, et parmi les taxons végétaux, uniquement pour les conifères. Cela peut être une forte limitation à l'évaluation des impacts des activités liées à la production de marchandises dans les zones forestières.

Le lecteur pourra se rapporter à l'évaluation de l'outil GBS pour un complément sur les avantages et les limites liés à l'utilisation de GLOBIO.

À cette étape, les données mobilisées dans les méthodes pour calculer la MSA ou le BII, et reprises dans l'outil BIM, proviennent de GLOBIO3 pour le calcul

Abondance moyenne des espèces *Mean Species Abundance* (MSA) et Index d'intégrité de biodiversité *Biodiversity Intactness Index* (BII)

La MSA peut être comparée au BII, indicateur de l'abondance moyenne d'un ensemble important et diversifié d'organismes dans une zone géographique donnée, par rapport à leurs populations de référence.

Les principales différences entre le MSA et le BII sont les suivantes : **1.** chaque hectare a le même poids dans la MSA, alors que le BII donne plus de poids aux zones riches en espèces ; **2.** la MSA normalise l'abondance par rapport à la situation non perturbée pour chaque espèce alors que le BII le fait au niveau du groupe d'espèces ; **3.** les abondances normalisées contribuant à la MSA ne peuvent dépasser 1 – c'est-à-dire l'écosystème non perturbé est par construction celui avec plus de biodiversité – alors qu'elles le peuvent dans le cas du BII ; **4.** les types d'utilisation des terres distingués avec le BII dans ses derniers développements sont plus nombreux et semblent plus précis que ceux de la MSA.

de la MSA, et semblent provenir des résultats publiés dans Newbold *et al.*, 2015 ou pourraient provenir de la base de données PREDICTS pour le calcul du BII – mais ceci reste à confirmer. Les données utilisées pour établir la rareté de l'aire de répartition d'espèces reposent sur les données de l'UICN.

Concernant la précision de la relation entre pressions et impacts, celle-ci semble significative, mais avec des intervalles de confiance assez larges.

Pour la sensibilité de la relation entre pressions et impacts, la méthodologie de l'outil est basée sur un seul type de pression (utilisation des terres), mais plutôt bien ventilé. De ce fait, l'outil BIM semble être plutôt sensible si le lien initial entre activités et type d'utilisation des terres est clair.

L'outil BIM, dont la méthodologie repose sur des modèles statistiques et des relations moyennes (dans le cas de l'utilisation de GLOBIO) pour lier pressions et impacts, ne permet pas, a priori, de détecter des changements inhabituels voire des points d'inflexion.

La fiabilité et le niveau de reproductibilité de la méthode dépendent de la métrique choisie : la MSA ou le BII.

Périmètres, biodiversité prise en compte et pertinence de l'indicateur pour rendre compte des impacts

Le périmètre temporel peut varier en fonction de l'application de la méthode. Les évaluateurs soulignent toutefois que les modèles pressions – impacts sont essentiellement stationnaires mais que les relations entre pressions et impacts ont été ajustées sur la base de données passées récentes.

Au niveau spatial, l'échelle de l'outil BIM est, dans les documents consultés pour l'évaluation, l'écorégion. Les résultats sont ensuite agrégés pour produire un score national pour différents produits. Les écorégions sont de taille appropriée : suffisamment petites pour que le type d'écosystème et la « qualité » de la biodiversité y soient cohérents, et suffisamment grandes pour qu'il ne soit pas nécessaire de disposer d'informations précises sur la source des produits. Cependant, une telle échelle ne permet pas de quantifier les impacts provenant de sites d'approvisionnement spécifiques, à une échelle spatiale plus fine. Cependant, la métrique MSA peut, en principe, fonctionner à n'importe quelle échelle spatiale. Cela rend l'outil flexible.

Le niveau d'organisation de la biodiversité pris en compte dans l'outil BIM sont les populations d'espèces au niveau des communautés, mais sans appréhension claire des interactions ou des dépendances entre espèces. La dimension de la biodiversité prise en compte dans l'outil est la composition à travers l'abondance d'espèces. Si cette dimension est bien adaptée pour établir un lien avec les questions d'extinction d'espèces et d'érosion de la biodiversité, elle l'est moins pour établir un lien avec des questions fonctionnelles ou évolutives. Au moment de l'évaluation, il n'y pas d'espèces particulières prises en compte pour le calcul de l'indicateur et, selon la métrique utilisée (MSA ou BII), les groupes taxonomiques pris en compte diffère d'une méthode à l'autre, ne couvrant pas toute la biodiversité. De plus, si l'outil mobilise GLOBIO pour calculer la MSA, alors il s'agit d'impacts potentiels et non pas réels. Enfin, les évaluateurs rappellent que de nombreuses pressions liées à la production de matières premières font défaut pour le calcul de l'indicateur.

Ainsi, l'indicateur n'est pas représentatif de tous les impacts sur la biodiversité qui sont occasionnés par les activités prises en compte.

Méthodologie, utilisation de l'outil et interprétation de l'indicateur

De manière générale, l'outil BIM présente des avantages pour rendre compte d'impacts sur la biodiversité de par sa couverture potentiellement mondiale et sa couverture de nombreux taxons. Il permet la comparaison entre les régions du monde entier et, potentiellement, dans le temps. Toutefois, la méthodologie et les sources de données employées dans l'outil BIM manquent de clarté : lors de l'évaluation, plusieurs versions de la méthodologie circulent, avec des variations sur les méthodes et les métriques utilisées (MSA ou BII) et peu de détails sont fournis. Selon la méthode employée, il y a différents biais potentiels et l'outil ne reflète pas la dynamique temporelle de la biodiversité. Une autre limite méthodologique concerne la couverture en taxons : s'ils sont nombreux, ils sont toutefois différents entre la composante « quantité de biodiversité » et la composante « qualité de la biodiversité », de sorte que le résultat de la combinaison des deux n'est pas très clair. Il existe donc une incertitude sur la partie de la biodiversité bien représentée par l'indicateur.

Il n'y a pas de valeur cible à proprement parler. L'objectif étant d'améliorer les pratiques et réduire les impacts en diminuant les pressions (réduction de la superficie des terres, diminution de l'intensité de gestion, changement de lieux d'approvisionnement…).

Le domaine d'application de l'outil BIM reste l'évaluation des impacts potentiels de la production de matières premières et l'identification de points critiques où intervenir pour les réduire. Il peut s'appliquer à la notation a posteriori ou encore servir à comparer les investissements. Toutefois, la méthodologie de l'outil BIM n'est pas basé sur des données de biodiversité réelles mais sur des données modélisées à des degrés divers selon que la méthode mobilise la méthode GLOBIO pour le calcul de la MSA ou la méthode de calcul du BII. Cela permet uniquement de comparer les impacts modélisés (potentiels, attendus) sur la biodiversité pour différentes entreprises qui s'approvisionnent pour un(des) même(s) produit(s) ou encore de comparer entre différents endroits d'approvisionnement pour une ou plusieurs entreprises.

Selon les évaluateurs, le secteur public dans son ensemble n'est peut-être pas le plus approprié pour appliquer cet outil. Par ailleurs, selon les évaluateurs, l'outil BIM pourrait être approprié pour suivre, partiellement, les objectifs qui visent à « réduire les pressions directes sur la biodiversité et à promouvoir l'utilisation durable ». Toutefois, une évaluation prudente de la MSA par rapport à la moyenne géométrique de l'abondance doit être effectuée avant une intégration au suivi d'objectifs de cadres internationaux en faveur de la biodiversité.

Pistes d'amélioration

Les évaluateurs suggèrent que l'outil pourrait être amélioré en complétant cette approche par des approches plus fonctionnelles et évolutives.

En termes méthodologiques, les concepteurs doivent indiquer clairement quelle métrique est utilisée au niveau élémentaire (MSA ou BII) et travailler à l'amélioration des biais inhérents.

Publications recommandées pour son amélioration

- Alkemade R., Van Oorschot M., Miles L., Nellemann C., Bakkenes M. *et al.*, 2009. GLOBIO3: A framework to investigate options for reducing global terrestrial biodiversity loss. *Ecosystems* 12, 374-390. https://doi.org/10.1007/s10021-009-9229-5.
- Newbold T., Hudson L., Hill S., Contu S., Lysenko I. *et al.*, 2015. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature* 520, 45-50. https://doi.org/10.1038/nature14324
- Santini L., Belmaker J., Costello M., Pereira H., Rossberg A. *et al.*, 2017. Assessing the suitability of diversity metrics to detect biodiversity change. *Biological Conservation* 213, 341-350. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.08.024
- Scholes R.J., Biggs R., 2005. A biodiversity intactness index. *Nature* 434, 45-49. https://doi.org/10.1038/nature03289
- Van Strien A.J., Soldaat L.L., Gregory R.D., 2012. Desirable mathematical properties of indicators for biodiversity change. *Ecological Indicators* 14, 202-208. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.07.007

2.3.5 Species Threat Abatement Recovery (STAR)

Au moment de l'évaluation, l'outil Species Threat Abatement Recovery (STAR) était en cours de développement. L'outil, d'abord à destination du secteur financier, vise à évaluer les impacts *ex-ante* (risques) ou *ex-post* (bénéfices) d'investissements à différentes échelles et sur différentes périodes (futurs projets ou opérations sur site, ou encore investissements pour réduire des pressions). Lors de l'évaluation, le module d'estimation *ex-post* était en développement. L'échelle d'application de l'outil relève plutôt des projets, entreprises et états. Dans la version évaluée, les milieux pris en compte sont les milieux terrestres. Le cadre conceptuel général mobilisé par l'outil est le cadre Pression – État – Réponse (PER ou *Pressure, State, Response,* PSR).

Concernant les pressions directes prises en compte, l'outil STAR retient celles de la Classification unifiée des menaces directes établie par l'UICN en partenariat avec le Conservation Measures Partnership (CMP) (voir paragraphe suivant) : développement résidentiel et commercial ; agriculture et aquaculture ; production d'énergie et exploitation minière ; utilisation des ressources biologiques ; intrusion et perturbations humaines ; modifications du système naturel ; espèces envahissantes et autres espèces, gènes et maladies posant problème ; pollution ; événements géologiques ; changement climatique et événements extrêmes. Une déclinaison régionale des pressions et de leurs interactions (effets synergiques ou contradictoires) est identifiée comme une piste majeure d'amélioration de l'outil.

Liens entre les activités et les pressions

Pour lier activités et pressions, l'outil STAR se base sur le modèle PER. Il mobilise la formule suivante : Pourcentage de la population totale d'une espèce sur le site d'intérêt (P) × Pondération de la catégorie de la Liste rouge UICN des espèces (W) × Contribution relative de chaque pression (R). Le lien entre activités et pressions est lié à la catégorie à laquelle appartient une activité en suivant la Classification unifiée des menaces directes établie par l'UICN en partenariat avec le CMP (*Threats classification scheme* v3.2 et *Standard lexicon* associé) (Salafsky *et al.*, 2008).

Un des principaux avantages de la méthodologie de l'outil STAR est qu'elle fournit un score unique quantitatif tenant compte d'enjeux globaux et locaux. De plus, le calcul permet de prendre en compte les disparités de réponses aux pressions entre espèces.

Elle présente toutefois des limites car l'outil est centré sur les espèces classées sur la Liste rouge de l'UICN, donc limité à un nombre relativement restreint de taxons et présente une forte sensibilité à la qualité des données disponibles. De plus, la formule ne prend pas en compte les interactions possibles entre pressions.

À cette étape, les données mobilisées dans l'outil STAR sont des données d'entreprises sur les sites d'intérêt, les données de la Liste rouge des espèces menacées de l'UICN, les données de classification des menaces, des données de modélisation de distribution d'espèces lorsqu'elles sont disponibles (approche *Extent of Suitable Habitat*) et les données de distribution d'espèces de l'UICN. Cependant, si des données de distribution plus précises sont disponibles, celles-ci sont privilégiées pour le calcul de l'indicateur.

La précision de la relation entre activités et pressions est assez difficile à établir et à évaluer : le lien est lié à une catégorisation des pressions et l'outil ne comporte pas de calcul de marge d'erreur. Il n'y a pas de relation entre l'intensité d'une activité et le niveau de pression (mais de toutes les activités qui sont à l'origine de cette pression).

La sensibilité de la relation activités-pressions ne peut être établie que dans le cadre d'une analyse *ex-post* où on observe l'évolution des pressions à partir de l'application de mesures de réduction. Les différences de situations sont implicitement prises en compte dans l'outil à travers la liste des espèces et des pressions, mais l'indicateur résultant est un score agrégé qui ne reflète pas ces disparités.

Le calcul est reproductible en suivant la méthodologie mais la fiabilité de la relation entre les activités et les pressions pose question. En effet, elle repose sur les données (qualité, couverture) et la pertinence locale de pressions identifiées à une échelle globale. Une déclinaison des pressions à échelle régionale et un effort de collecte de données sur les espèces sous-échantillonnées seraient nécessaires.

Liens entre les pressions et les impacts

Le modèle mobilisé dans l'outil STAR pour lier pressions et impacts sur la biodiversité reste le cadre PER. Il utilise la même formule que pour lier activités et pressions : Pourcentage de la population totale d'une espèce sur le site d'intérêt (P) × Pondération de la catégorie de la Liste rouge UICN des espèces (W) × Contribution relative de chaque pression (R).

Les métriques de biodiversité utilisées dans l'outil STAR sont la présence d'espèces menacées, le pourcentage de la population totale de chaque espèce sur le site d'intérêt et le risque d'extinction. Le pourcentage de la population totale de chaque espèce sur le site d'intérêt est calculé pour les groupes taxonomiques pleinement évalués, et comprend des espèces « quasi menacées ». Le risque d'extinction est calculé à l'aide de la notation de la Liste rouge de l'UICN sur la portée et la sévérité des pressions, pour les menaces actuelles ou à venir, en excluant les espèces menacées uniquement en raison de leur petite taille de population. Lors de l'évaluation, l'évaluation complète des pressions n'était disponible que pour les oiseaux mais était en développement pour d'autres taxons.

Un des avantages de la méthodologie de l'outil STAR est de reposer sur des outils connus de caractérisation et quantification de la biodiversité à l'échelle globale et sur de nombreux protocoles existants permettant une évaluation locale complémentaire.

Elle présente toutefois des limites, notamment, au moment de l'évaluation, celle de ne bien prendre en compte les menaces et pressions que pour les oiseaux, et l'agrégation de plusieurs sources de données fait émerger des incertitudes. De plus, il n'y a pas de prise en compte explicite des fonctions et des interactions entre compartiments de biodiversité.

À cette étape, les données mobilisées par l'outil STAR sont les données de la Liste rouge des espèces menacées de l'UICN et des données dérivées : cartes d'aires de répartition des espèces ou d'étendue d'habitat approprié ; menaces et leur statut ; indications sur le lieu des investissements à évaluer. Des données complémentaires (menaces, utilisation des terres) peuvent être nécessaires selon l'échelle d'évaluation. Les évaluateurs notent que la connaissance des distributions géographiques des populations globales des espèces n'est pas homogène et que la connaissance des pressions diffère entre espèces.

Concernant la précision de la relation entre pressions et impacts sur la biodiversité, celle-ci est évaluée en fonction de deux critères, mais sans mesure d'incertitude : la portée de la pression (proportion d'espèces impactées) et la sévérité de la pression (degré de diminution de la population concernée). Le lien entre pressions et impacts est fait suivant une nomenclature globale mais certaines pressions peuvent ne pas être pertinentes à l'échelle locale.

La relation entre pressions et impacts n'est pas réellement sensible. Si l'outil permet, structurellement, de différencier des situations différentes (ensemble des pressions sur un site et facteur de pondération), le calcul de l'indicateur final reste trop intégratif pour rendre compte des disparités. Le niveau de pression est un score, mais il n'y a pas de fonction qui permette de traduire une augmentation d'une unité de pression en une évolution directe du niveau de menace pour une espèce.

L'outil STAR est peu susceptible de détecter des changements précoces de biodiversité ou de détecter des changements inhabituels du fait de sa résolution (agrégation des données à l'échelle globale).

En termes de reproductibilité et de fiabilité, on retrouve la même appréciation que pour la relation activités-pressions.

Périmètres, biodiversité prise en compte et pertinence de l'indicateur pour rendre compte des impacts

La résolution temporelle de l'indicateur est dictée en grande partie par la résolution temporelle des données UICN. Notons, que l'évaluation des pressions et des impacts se fait grâce à un score construit sur la sévérité et la portée de la pression qui sont évaluées sur des périodes de 10 ans ou de 3 générations.

Au niveau spatial, l'outil est flexible et peut s'appliquer aux échelles site, région, pays, les limites étant liées à la disponibilité des données globales ou locales.

En termes de niveau d'organisation et de dimension de la biodiversité, l'outil STAR prend en compte la composition en espèce. L'outil STAR n'intègre pas de dimensions fonctionnelle, évolutive ou encore démographique. Au moment de l'évaluation, toute espèce d'oiseaux faisant l'objet d'une évaluation dans la Liste rouge UICN, avec des données de distribution fiables et à jour, est considérée – mais l'intégration d'autres taxa (notamment mammifères et amphibiens) était encore en développement.

Ainsi, en se focalisant sur les espèces menacées évaluées et sur un impact sur la composition, basé sur la taxonomie et les distributions spatiales, l'outil n'est pas représentatif de tous les impacts sur la biodiversité.

L'indicateur résultant est quantitatif, spatialement explicite et intègre une pondération liée au statut des espèces. Sa structure additive permet une décomposition des enjeux en termes d'espèces et de pressions et permet la comparaison entre périodes de temps et entités géographiques. Les évaluateurs soulignent aussi que l'indicateur se place dans le paradigme de la durabilité forte : on ne peut observer un gain de biodiversité sans restaurer du capital naturel au sens large, c'est-à-dire en réduisant des pressions ou en restaurant effectivement des écosystèmes.

Le calcul de l'indicateur présente toutefois quelques limites : hétérogénéité des données ; taxa peu représentatifs et peu sensibles au moment de l'évaluation ; lien entre pressions (menaces) et impacts établis selon une nomenclature globale qui peut ne pas être pertinente pour évaluer les impacts locaux. Les évaluateurs notent que l'outil est davantage focalisé sur les pressions et construit dans une optique d'arbitrage entre

plusieurs scénarios d'investissements – mais un outil complémentaire, focalisé sur les impacts d'actions de restauration (outil Restoration component) était en développement lors de l'évaluation. À ce titre, ils pointent aussi le fait que la conversion d'impacts sur des espèces différentes – et a fortiori d'écosystèmes différents – en une unité unique implique le risque de voir se concentrer, avec une logique coût-efficacité, les investissements dans des zones où des écosystèmes moins coûteux que d'autres à restaurer si l'outil est utilisé pour évaluer des impacts de restauration.

La fréquence pour répéter le calcul est à ajuster suivant le contexte. Dans le cas d'un projet, la méthodologie préconise de faire une étude *ex-ante* pour déterminer la meilleure opportunité d'investissement puis de faire une étude *ex-post* au moins 5 ans après l'investissement pour observer les bénéfices réels sur la biodiversité.

Méthodologie, utilisation de l'outil et interprétation de l'indicateur

Les étapes du calcul et les sources de données sont clairement décrites et transparentes dans la méthodologie. Le calcul de l'indicateur est simple et clair, l'utilisation de données issues de l'UICN facilite aussi son appropriation, les biais et sources d'incertitudes sont évalués et des solutions sont proposées par les concepteurs. C'est également un outil intégratif dont la méthodologie est déclinable à plusieurs échelles, dans la limite de la résolution des données disponibles ; permet la comparaison entre types de pressions et impacts associés avant et après investissements ; des comparaisons entre des zones géographiques ou des pas de temps différents ; ou encore une décomposition des enjeux en termes d'espèces et de pressions.

Outre les limites évoquées ci-dessus, les évaluateurs soulignent que les pressions sont prises en compte de façon additive alors qu'elles peuvent interagir ajoutant ainsi de l'incertitude sur le résultat. Enfin, dans le cadre d'une évaluation comparative spatiale ou temporelle, le changement de statut sur la Liste rouge des espèces, ou des changements taxonomiques, doivent être soit ignorés, soit conduire à un re-calcul systématique de l'indicateur. De plus, le fait de pondérer le potentiel de conservation de chaque espèce par un facteur lié à son statut de conservation n'a pas d'effet linéaire sur l'indicateur et c'est une source d'imprécision supplémentaire.

L'indicateur n'est pas tenu à une gamme de valeurs clairement définie, ce qui peut compliquer son interprétation même si, plus il est élevé, plus le potentiel de retour sur investissement, lié à la réduction ou l'élimination d'une pression, est important. Une standardisation supplémentaire (par exemple *via* sa valeur *ex-ante* ou une valeur maximum) aiderait.

Le domaine d'application de l'outil STAR, au moment de l'évaluation, reste la comparaison entre des stratégies d'investissement afin d'appuyer la décision pour obtenir des résultats en matière de conservation de la biodiversité. Des développements sont en cours pour l'évaluation *ex-post*.

La méthodologie de l'outil STAR est flexible, de sorte que l'outil pourrait être utilisé dans un cadre public pour tout usage nécessitant de s'intéresser aux niveaux espèce ou assemblage d'espèces, et dans une approche de type *Before, After, Control, Impact* (BACI).

Selon les évaluateurs, l'outil pourrait s'insérer dans le suivi d'objectifs de développement durable (ODD) liés à la conservation de la biodiversité.

Pistes d'amélioration

Les évaluateurs suggèrent que l'outil pourrait être amélioré en le couplant, lors des évaluations sur sites, avec d'autres indicateurs, notamment fonctionnels.

En termes méthodologiques, les évaluateurs notent que les concepteurs ont identifié les limites de l'outil et proposent des pistes d'amélioration : intégration de plus de taxa ; développement d'une extension pour les actions de restauration ; incorporation des espèces en danger même si non-soumises à des pressions. Pour la partie « distributions d'espèces », elle pourrait passer par des modèles de distribution et non de données brutes mais cette option ajouterait de l'incertitude – à calculer pour avoir une idée du domaine de validité. Dans tous les cas, un effort particulier est nécessaire sur l'acquisition de données afin d'adapter l'indicateur aux contextes locaux, en particulier la pertinence des pressions identifiées sur un site pour une espèce donnée. Par ailleurs, la standardisation de l'indicateur pourrait être étudiée afin de le borner à une gamme de valeurs.

D'un point de vue pratique, une procédure d'accompagnement des utilisateurs dans une politique d'investissement serait utile – par exemple en insérant le STAR dans une procédure d'analyse coût-efficacité ou en réfléchissant à la place de l'outil dans une politique de *no-net-loss* suivant la séquence Éviter, Réduire, Compenser (ERC).

Publications recommandées pour son amélioration

- Hayward M.W., Boitani L., Burrows N.D., Funston P.J., Karanth K.U., MacKenzie D.I., … Yarnell R.W. (2015). FORUM : Ecologists need robust survey designs, sampling and analytical methods. *Journal of Applied Ecology*, 52(2), 286-290. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12408
- Herkt K. M. B., Skidmore A. K., Fahr J., Macroecological conclusions based on IUCN expert maps: A call for caution. *Global Ecology and Biogeography* 26, 930–941 (2017). https://doi.org/10.1111/geb.12601

2.3.6 Biodiversity Indicator for Extractive Companies (BIEC)

Au moment de l'évaluation, l'outil *Biodiversity Indicator for Extractive Company* (BIEC) était au stade de développement avec des projets pilotes menés en collaboration avec des entreprises gazières et minières. L'échelle d'application de l'outil est celle des sites – avec la possibilité d'agréger les évaluations à l'unité opérationnelle et à l'entreprise – pour les milieux terrestres et marins. Le cadre conceptuel général mobilisé par l'outil est le cadre Pression – État – Réponse (PER ou *Pressure, State, Response,* PSR).

Concernant les pressions prises en compte, il s'agit, pour les pressions directes, de l'utilisation des terres (développement résidentiel et commercial, agriculture), le stress hydrique, les pollutions ; et pour les pressions indirectes, au sens des activités de l'entreprise, du changement climatique et des espèces envahissantes.

Liens entre les activités et les pressions

L'outil BIEC se base sur le cadre PER pour lier activités et pressions. La méthodologie repose sur une succession d'étapes : analyse géospatialisée des sites identifiés comme sensibles en termes de biodiversité en identifiant les chevauchements entre des sites d'exploitation caractérisés et des zones très sensibles de biodiversité (présence d'espèces globalement menacées, d'aires protégées et d'habitats critiques ou remarquables) ; évaluations de l'état de la biodiversité, des pressions au niveau des sites ; évaluation d'actions visant à anticiper ou à atténuer la perte de biodiversité sur les sites d'exploitation. Ces évaluations sont traduites en notations puis, selon des seuils, en scores.

Un des avantages de la méthodologie de l'outil BIEC est de fournir, dès la première étape, une vision des sites d'exploitation pouvant avoir un impact sur la biodiversité « sensible ». Un autre avantage est l'approche par scores qui permet une agrégation jusqu'à l'échelle de l'entreprise, utile pour rendre compte de la performance et communiquer.

Elle présente toutefois des limites, notamment lors de l'évaluation des pressions en termes de temporalité, étendue spatiale et sévérité car les notations sont attribuées à dire d'experts. De plus, les pressions sont considérées de façon indépendante et leurs scores additionnés, ce qui méconnaît les interactions potentielles entre pressions et ne permet pas d'estimer l'incertitude.

À cette étape, les données utilisées sont celles disponibles au niveau mondial (par exemple IBAT, Liste rouges des espèces de l'UICN, Key Biodiversity Areas, The World Database on Protected Areas, UNEP Ocean Data Viewer…) et au niveau local (notamment relatives aux études d'impacts et aux plans en faveur de la biodiversité).

La précision de la relation entre activités et pressions ne peut pas être évaluée car cette relation n'est pas précisée dans la méthodologie de l'outil. L'évaluation géospatialisée des sites sensibles en termes de biodiversité repose sur l'hypothèse, discutable pour les évaluateurs, que l'intersection spatiale entre les sites d'exploitation et la distribution de la biodiversité (espèces menacées, habitats critiques, aires protégées) reflète la sensibilité de cette dernière aux pressions.

De même, la sensibilité de la relation entre activités et pressions ne peut être évaluée. Toutefois, des éléments permettent d'indiquer qu'elle est faible : en effet, si des seuils quantitatifs sont définis pour établir des scores aux différentes étapes d'évaluation, ils sont catégorisés de manière grossière (fort / moyen / faible), limitant fortement la capacité de l'indicateur à mettre en valeur des relations activités – pressions de faible intensité.

Quant à la fiabilité, elle ne peut également pas être évaluée. L'intégration de dire d'experts limite par ailleurs la reproductibilité.

Liens entre les pressions et les impacts

Le cadre mobilisé dans l'outil BIEC pour lier pressions et impacts sur la biodiversité reste celui du PER à travers les mêmes étapes : analyse des chevauchements spatiaux entre sites à enjeux de biodiversité et sites d'exploitation puis évaluation des pressions.

Les métriques de biodiversité considérées dans l'outil BIEC sont, lors de la première étape, la présence d'espèces menacées au niveau mondial ; la présence d'habitats critiques tels que définis par la norme de performance IFC PS6 ; la présence d'aires protégées, qu'elles soient nationales, régionales ou internationales.

Au cours de la deuxième étape, les informations les plus souvent utilisées sont la taille de la population pour les espèces prioritaires. La superficie et la qualité des habitats clés dont dépendent les espèces peuvent aussi être utilisées comme proxy.

La méthodologie de l'outil BIEC permet de lier des impacts potentiels avec des pressions sans toutefois expliciter les activités ni les impacts.

A cette étape, les données utilisées sont toujours des données disponibles aux niveau international et local.

Concernant la précision de la relation entre pressions et impacts, celle-ci ne peut pas être évaluée en raison de l'approche qualitative. Plusieurs espèces sont notées pour l'état, mais le processus de calcul ne retient que les espèces pour lesquelles la situation est la pire. De plus, les scores d'état et de pression sont calculés indépendamment, sans liaison explicite : les biais de la relation entre les pressions et les impacts ne peuvent pas non plus être évalués.

La sensibilité de la relation entre pressions et impacts ne peut également pas être évaluée. Si les pressions et les états sont correctement notés, il est théoriquement possible de faire la distinction entre des situations différentes. Toutefois, la catégorisation des notations aux différentes étapes, si elle donne une impression de standardisation à l'outil, reste grossière et susceptible de cacher des réalités très différentes, rendant la comparaison entre situations différentes très aléatoire et il est possible qu'il faille des situations contrastées pour obtenir des scores contrastés. Ainsi, l'outil ne permet pas de détecter des changements précoces ou graduels de biodiversité, sa résolution étant trop faible.

Enfin, la fiabilité et la reproductibilité ne peuvent pas non plus être évaluées. Elles dépendent fortement de la définition des critères de biodiversité à quantifier – ce qui fait l'objet d'une concertation avec les acteurs locaux – et de la façon dont les experts harmonisent leurs évaluations.

Périmètres, biodiversité prise en compte et pertinence de l'indicateur pour rendre compte des impacts

Au niveau temporel, la méthodologie permet d'avoir un indicateur ponctuel. Les évaluateurs soulignent que le cadre PER est plus destiné à évaluer des changements d'état induit par une « réponse » (induisant un changement de « pression ») qu'à fournir un diagnostic. Pour les évaluateurs, ce type d'outil a peu de potentiel comme signal d'alerte et, en outre, peut ne pas être pertinent en cas de changements imprévus (par exemple des transitions ou de nouveaux régimes de fonctionnement des écosystèmes). De plus, l'état considéré étant l'état actuel, l'évaluation n'est valable que pour le court terme.

Au niveau spatial, la méthodologie de l'outil BIEC permet d'évaluer les pressions à deux échelles : mondiale pour identifier les sites « sensibles » et locale avec des évaluations spécifiques. Il existe toutefois le risque de ne pas relever des sites implantés dans des zones qui ne sont pas identifiées comme « sensibles » mais pourtant à forts enjeux de biodiversité (par ex. espèces, milieux ou habitats non protégés et non en danger, mais dont la persistance impacte l'ensemble des habitats ou espèces similaires de la région par effet de dynamique source-puits). La consultation des acteurs locaux doit limiter ce risque.

Le niveau d'organisation de la biodiversité pris en compte dans l'outil est l'espèce. Concernant les espèces prises en compte, leur présence sur la Liste rouge de l'UICN est le principal critère mentionné pour le calcul du BIEC. Toutefois, il semble possible d'intégrer d'autres catégorisations en fonction des enjeux locaux mais il n'y a pas d'indication particulière (espèces bioindicatrices, clés de voûte etc.). Concernant les dimensions de la biodiversité, la distribution spatiale des espèces, la taille des populations et, si aucune donnée n'est disponible, la superficie et la qualité des habitats, sont les dimensions de la biodiversité prises en compte au moment de l'évaluation. Communautés, structures et fonctions des écosystèmes ne sont pas prises en compte. Toutefois, la méthodologie de l'outil semble suffisamment flexible pour incorporer ces niveaux si les enjeux locaux le justifient.

La méthodologie, scalaire et définie en concertation avec les acteurs locaux, permet de guider l'action au niveau des sites et de communiquer au niveau de l'entreprise. Toutefois, l'indicateur résultant n'est pas suffisamment informatif pour les publics techniquement avertis : au-delà de l'analyse *ex-ante*, l'outil ne rendra pas compte des dynamiques subtiles, graduelles ou difficiles à mesurer ou seulement lorsque les experts les auront identifiées, c'est-à-dire tardivement – et pour autant que des suivis soient mis en place.

La représentativité de l'indicateur en matière d'impacts des activités sur la biodiversité dépend des choix effectués par les acteurs locaux pour préciser l'état de la biodiversité puis estimer les pressions. Si la méthodologie de l'outil BIEC opte pour une approche conservatrice – en deçà de 70 %, l'état est considéré comme pauvre, au niveau du site, le score d'état retenu est celui de l'espèce présentant le score le plus faible, le score de pression est le plus élevé – elle induit que les scores d'état et de pression ne reflètent, au final, qu'une pression (évaluée comme la plus forte) et une espèce (à l'état évalué le plus mauvais), ce qui n'est pas représentatif de tous les impacts sur la biodiversité. Les évaluateurs notent que cet outil peut être utile en tant que première approche rapide ou lorsque les enjeux de biodiversité sont simples (peu d'espèces prioritaires) et les activités ayant des impacts potentiels bien définis.

La méthodologie suggère une révision quinquennale mais l'indicateur peut être mis à jour annuellement.

Méthodologie, utilisation de l'outil et interprétation de l'indicateur

La méthodologie est claire, transparente et rigoureuse et la structure de l'outil est simple et ne nécessite pas de compétences techniques élaborées pour être appréhendée. La méthodologie pour désigner un niveau de base de l'indicateur et sa réévaluation est, par ailleurs, clairement décrite. Cependant, le calcul de l'indicateur lui-même est peu précis pour deux raisons : il repose sur une vision discrète des enjeux en trois catégories (fort / moyen / faible) et non sur un indicateur quanti-

tatif ou pseudo-quantitatif et il est flexible afin d'adapter les indicateurs de sites (état, pressions) aux enjeux locaux. L'étape de consultation des acteurs locaux appelle à la vigilance. En outre, l'outil repose sur un certain nombre d'hypothèses (additivité des scores, sélection des maxima et minima parmi de multiples caractéristiques d'état et de pression) et de codage (valeurs seuils, catégories de scores).

Outre les limites évoquées ci-dessus, les évaluateurs notent que le potentiel de reproductibilité et de comparaison de l'indicateur est limité par son caractère qualitatif. Si le fait d'établir des évaluations d'état et de pression adaptées à chaque site a un sens localement, la catégorisation rend l'indicateur susceptible de lisser fortement des disparités entre sites et limite sa portée pour rendre compte de changements de faible intensité, graduels ou non-linéaires. Ainsi, selon les évaluateurs, l'outil BIEC n'est pas suffisant pour appuyer les décisions de gestion dans la plupart des cas, en particulier lorsque davantage de considérations au niveau des écosystèmes sont nécessaires et/ou de multiples pressions sont en jeu.

Il n'y a pas de valeur cible à proprement parler, celles-ci devant être définies au cours du processus de construction de l'indicateur en fonction du site et des enjeux. L'indicateur n'est a priori pas conçu pour effectuer des comparaisons entre sites mais pour évaluer un site donné ou un groupe de sites partageant des caractéristiques communes.

Selon les évaluateurs, cet outil est applicable à des projets publics. Des modifications visant à favoriser les comparaisons inter-entités et la prise en compte de l'incertitude seraient nécessaires pour que l'outil intègre le suivi d'objectifs de cadres internationaux en faveur de la biodiversité.

Pistes d'amélioration

Selon les évaluateurs, les améliorations à apporter sont essentiellement d'ordre méthodologique.

Ainsi, au niveau des sites, l'approche conservatrice conduit l'indicateur à ne refléter qu'une pression sur une seule espèce. Pour limiter cela, il faudrait notamment modifier le calcul des scores d'état et de pression afin de pouvoir prendre en compte plusieurs minima et maxima.

Une méthode de scoring pseudo-quantitatif au lieu de la catégorisation actuelle (faible / moyen / fort) permettrait de mieux prioriser les enjeux et de renseigner l'indicateur de manière plus précise. Une standardisation plus élevée de l'indicateur (par exemple en égalisant le nombre d'items pris en compte lors de la deuxième étape, ou en définissant une grille d'équivalences) serait utile.

Par ailleurs, des instructions très précises, des exemples et un processus d'apprentissage itératif sont nécessaires pour assurer la cohérence des scores entre les groupes d'experts, entre les sites et à différents moments.

Une typologie des pressions directement liées aux activités ainsi qu'un suivi des états et des pressions seraient également nécessaires.

2.3.7 Biodiversity Indicator and Reporting System (BIRS)

Au moment de l'évaluation, l'outil Biodiversity Indicator and Reporting System (BIRS) était utilisé par des entreprises du secteur de l'extraction et de la construction (ciment, granulats). L'échelle d'application de l'outil est celle des sites – avec la possibilité d'agréger les évaluations aux niveaux national et global d'une entreprise – pour les milieux terrestres, les zones humides et côtières. Le cadre conceptuel général mobilisé par l'outil est le cadre Pression – État – Réponse (PER ou *Pressure, State, Response,* PSR). L'outil BIRS repose sur une approche fondée sur l'analyse des risques, élément de la méthodologie du système de gestion intégrée de la biodiversité (*Integrated Biodiversity Management System*, IMBS) développé par l'UICN.

Concernant les pressions prises en compte, il s'agit de l'érosion des sols, les effets négatifs du pâturage par les animaux domestiques ou sauvages, les plantes exotiques envahissantes, les effets négatifs de l'exploitation de carrière ou des activités associées qui se répercutent dans l'habitat évalué, l'utilisation incontrôlée de ressources naturelles non extraites de carrières, le rejet de déchets solides non minéraux, la pollution de l'eau, les menaces causées par des incendies non contrôlés. Au moment de l'évaluation, la pollution des sols ainsi que les perturbations (sonores, lumineuses…) ne sont pas prises en compte.

Liens entre les activités et les pressions

L'outil BIRS se base sur le cadre PER pour lier activités et pressions. Il mobilise la formule suivante : Site × Surface total de chaque type d'habitat × Facteur de contexte par habitat × Classe de condition de chaque habitat = Indice de classement de l'état de la biodiversité du site. Cette formule permet de caractériser la valeur et la condition écologiques des habitats d'un site. Le lien entre les activités et les pressions est réalisé de manière implicite à travers l'attribution d'un score de menace pour les habitats. Ce score de menaces peut être rapproché des « pressions ».

Un des avantages de la méthodologie de l'outil BIRS est de définir des scores à travers plusieurs étapes réalisables par des non-experts et pour tous types d'habitats. La méthodologie permet de combiner les scores. Elle comprend aussi une étape de normalisation, basée sur la proportion d'habitats naturels d'un site concernés par au moins une pression, afin de prendre en compte les différences de taille entre les sites, de comparer les niveaux de menaces de sites de tailles différentes.

Elle présente toutefois des limites, notamment le fait que l'outil se concentre sur les modifications de la qualité des habitats et que la méthodologie est qualitative avec l'attribution de scores par dire d'experts. De plus, les zones fortement dégradées telles que les sites opérationnels, les parois des carrières, les zones de restauration et les zones rudérales se voient attribuer un score par défaut. Par conséquent, ces espaces ne font pas partie du score de menace du site et ne sont pas évalués. Le score par défaut de certaines de ces zones varie au cours du temps en fonction du nombre d'années écoulées depuis l'arrêt de l'exploitation : cela peut avoir une grande influence sur les changements temporels de l'indicateur qui en résulte.

À cette étape, les données utilisées sont des données collectées *in situ* pour le suivi de l'état des habitats et des menaces. Ces données peuvent être collectées par des non-experts – à condition qu'un expert soit présent lors de la phase de préparation pour assurer une formation (compétences nécessaires, définitions, arbre de décision, questionnaires sont proposés) – ou être issues d'évaluations d'impact environnemental et sociétal. La typologie des habitats a été établie de façon *ad hoc*, avec une table de correspondance avec la classification de la Liste rouge des habitats de l'UICN. Une définition des habitats et un arbre précis de décision, permettant de déterminer les habitats, sont fournis.

La précision de la relation entre activités et pressions est difficile à évaluer car cette relation n'est pas précisée dans la méthodologie de l'outil. Les huit catégories de menaces qui sont listées recouvrent une large gamme d'activités, mais chacune ne représente pas tant une seule activité que différents types de pressions.

De même, la sensibilité de la relation entre activités et pressions est difficile à évaluer. La méthodologie de l'outil BIRS permet de relier une activité donnée à plusieurs types de pression et, à plusieurs activités, de générer les mêmes pressions. Chaque activité peut ensuite être décrite à travers un profil de pressions.

Quant à la fiabilité, elle ne peut également pas être évaluée. Des mesures plus quantitatives sont nécessaires au-delà de la simple catégorisation employée dans l'outil BIRS. L'intégration de dire d'experts limite par ailleurs la reproductibilité.

Liens entre les pressions et les impacts

Le cadre mobilisé dans l'outil BIRS pour lier pressions et impacts sur la biodiversité reste celui du PER à travers la même formule : Site × Surface totale de chaque type d'habitat × Facteur de contexte par habitat × Classe de condition de chaque habitat = Indice de classement de l'état de la biodiversité du site. Le lien entre les pressions et les impacts sur la biodiversité est établi à partir de la matrice de risques pour la biodiversité issue de la méthodologie du système de gestion

intégrée de la biodiversité (*Integrated Biodiversity Management System*, IMBS) développé par l'UICN. Cet étayage méthodologique est indiqué au début de la méthode disponible lors de l'évaluation mais n'est pas reprise par la suite. Le score de menace de l'habitat reflète ainsi, d'une certaine façon, les impacts potentiels, sans que ceux-ci soient qualifiés. Le score de condition de l'habitat peut être rapproché de « l'état ».

Les métriques de biodiversité utilisées dans l'outil BIRS se rapportent toutes aux habitats, plus particulièrement en termes de structure, surface et composition de végétation ; ce sont le facteur de contexte de l'habitat et la classe de condition de l'habitat. Le facteur de contexte de l'habitat intègre des éléments relatifs à l'importance écologique de l'habitat et de la valeur intrinsèque de la biodiversité : unicité, aspects fonctionnels, connectivité, espèces présentes, niveau de menace. La classe de condition de l'habitat décrit la qualité de l'habitat à partir de critères morphologiques et d'autres caractéristiques. L'attribution des scores pour ces métriques repose sur des hypothèses écologiques générales : la biodiversité est fonction de la diversité des habitats ; des habitats structurellement plus diversifiés conduisent à une plus grande diversité d'espèces ; et une plus grande qualité d'habitat se traduit par une plus grande diversité d'espèces.

Un des avantages de la méthodologie de l'outil BIRS, est que les catégories considérées pour calculer le score de menace pour l'habitat intègrent les pressions d'une variété d'activités et qu'elles peuvent être reliées aux réponses potentielles d'actions de gestion – à cibler en prenant en compte les scores de chaque menace.

Elle présente toutefois des limites. L'outil se concentre sur les habitats – décrits à travers des caractéristiques de végétation –, l'occupation du sol, la présence d'espèces menacées ou particulières : de ce fait, aucun lien explicite ne peut être établi entre les pressions et l'état de la biodiversité – seules des corrélations pourraient être inférées si des améliorations étaient apportées à l'outil pour relier les activités sur le site avec les modifications des conditions de l'habitat. D'autre part, certaines pressions ne peuvent pas faire l'objet d'une « évaluation visuelle » et nécessiteraient des données complémentaires collectées. Par ailleurs, les critères pour qualifier les sites sont principalement qualitatifs et définis à une échelle assez grossière puisque l'attribution du score repose sur quatre catégories.

À cette étape, les données utilisées sont la surface des habitats, leurs caractéristiques (diversité morphologique, structure de végétation, hétérogénéité spatiale de la végétation, litière et bois mort), la présence de groupes d'animaux bio-indicateurs et de pollinisateurs, des caractéristiques écologiques remarquables (karst, colonies d'oiseaux en phase de reproduction, sites pour les espèces migratrices), la présence d'espèces particulières (espèces menacées dans la liste rouge de l'UICN, classées comme rares au niveau mondial ou national) et d'habitats particuliers (zone protégée ou écosystème important), la connectivité des habitats ou les corridors de biodiversité (connexions hydrologiques), des données sur la présence d'une zone tampon adjacente ou encore de la protection des bassins versants. La plupart de ces données sont des observations visuelles et qualitatives recueillies sur un site, toutes étant facilement disponibles. En contrepartie, ces données présentent de fortes limitations telles que le possible manque de cohérence (dans le temps et entre sites) et un biais taxonomique lié à la focalisation sur la végétation.

Concernant la précision de la relation entre pressions et impacts, celle-ci ne peut pas être évaluée car elle n'est pas explicitée. Il est même difficile d'établir une relation corrélative car aucune information ne lie explicitement l'état de l'habitat et les activités menées. Les biais, liés à la notation à dire d'experts, ne peuvent pas être évalués.

La sensibilité de la relation entre pressions et impacts ne peut également pas être évaluée. Si les scores de menace et d'état de l'habitat sont correctement notés, il est théoriquement possible de distinguer les situations, mais cette approche reste qualitative et des situations contrastées sont nécessaires pour obtenir des scores contrastés. De plus, la construction de l'indicateur repose sur une succession d'étapes, avec des corrections, de sorte que la sensibilité résultante n'est pas claire. Aussi, il est peu probable que l'outil permette de détecter des changements précoces de biodiversité mais plutôt des changements tardifs et importants, tels que la disparition d'espèces ou le remplacement écologique – ou brutaux, tel le déversement de déchets. Il ne permet pas non plus de détecter des changements inhabituels voire des points d'inflexion.

Enfin, la fiabilité et la reproductibilité ne peuvent pas non plus être évaluées – notamment parce que les scores sont qualitatifs et basés sur le dire d'experts.

Périmètres, biodiversité prise en compte et pertinence de l'indicateur pour rendre compte des impacts

Au niveau temporel, l'outil est destiné à être employé, idéalement, sur un site. Il est recommandé de rendre compte des changements en se basant sur une série temporelle, en notant toutefois que les modifications d'une année à l'autre doivent être interprétées avec prudence.

Au niveau spatial, la méthodologie de l'outil BIRS permet d'évaluer les pressions à plusieurs échelles : chaque type d'habitat au sein d'un site puis sur l'ensemble du site. A ce niveau, l'indicateur permet d'orienter les gestionnaires de sites vers des mesures de gestion ciblés pour réduire les menaces pesant sur les habitats. Les agrégations sont ensuite effectuées à l'échelle des sites, puis aux niveaux national et global de l'activité de l'entreprise. À ce niveau, un tel indicateur agrégé est valable pour le rapportage mais ne peut pas orienter les actions de gestion en réponse aux constats de l'état de la biodiversité.

Le niveau d'organisation de la biodiversité pris en compte dans l'outil est l'habitat. Les espèces sont indirectement considérées *via* le facteur de contexte de l'habitat – à travers l'évaluation de la valeur intrinsèque la biodiversité de l'habitat – et *via* la classe de condition de l'habitat – à travers l'évaluation de la présence de caractéristiques écologiques exceptionnelles et de groupes animaux bio-indicateurs. L'outil prend en compte les espèces ou des habitats menacés présents dans les listes rouges de l'UICN et classés comme « rares » au niveau mondial ou national, les espaces protégés ou les écosystèmes importants. Le fonctionnement des écosystèmes et les communautés ne sont pas pris en compte. Concernant les dimensions de la biodiversité prises en compte, il s'agit essentiellement de la composition et de la structure des habitats. Ce sont des dimensions importantes de l'intégrité de l'écosystème et elles sont relativement faciles à mesurer. Toutefois, elles peuvent s'avérer insuffisantes pour détecter des signaux précoces de changement d'état de la biodiversité. Ceci doit être complété par des paramètres quantitatifs (par exemple l'abondance), doit être réalisé avec plus de précision (par exemple en énumérant les espèces dominantes ou rares) et étendu, au-delà de la végétation, au règne animal. De plus, la fragmentation de l'habitat et les connectivités sont insuffisamment prises en compte. Ainsi, en tenant également compte des limites indiquées précédemment, l'outil n'est pas représentatif de tous les impacts sur la biodiversité des activités considérées.

L'approche semi-quantitative (attribution de scores) n'est pas conçue pour détecter des changements graduels, comme cela est, par ailleurs, notée dans la méthode accessible au moment de l'évaluation. L'outil se concentre sur la structure et la composition de la végétation à partir d'une évaluation qualitative plutôt que sur des mesures quantitatives (même en ce qui concerne l'identification des espèces). Il se concentre plus sur les changements d'environnement pertinents pour la biodiversité plutôt qu'au niveau même de la biodiversité et de métriques s'y rapportant. La proportion d'habitats « naturels » n'est également pas prise en compte dans le calcul alors que l'indicateur peut être sensible aux changements temporels des statuts des zones (entre zone opérationnelle, zone en cours de restauration et zones « naturelles »). Les évaluateurs indiquent qu'il est nécessaire d'examiner attentivement l'évolution des scores individuels, et non agrégés, de l'état de l'habitat et des menaces ainsi que des cartes pour rendre plus précisément compte des impacts des activités – par ailleurs pas explicitement différenciées en tant que sources différentes de pressions potentielles – sur les habitats. L'outil BIRS pourrait aussi être complété par des plans d'action ou des plans de restauration car il n'a pas vocation à suivre des objectifs fins de gestion de biodiversité. En outre, les évaluateurs notent que les évaluations de l'état de l'habitat devraient être davantage liées à d'autres indicateurs du système de gestion intégrée de la biodiversité de l'UICN sur lequel l'outil s'appuie.

La méthodologie de l'outil BIRS indique qu'une réévaluation du facteur de contexte de l'habitat tous les 5 à 10 ans devrait suffire, à moins que des changements importants ou de grande échelle dans l'utilisation des terres aient eu lieu aux alentours, auquel cas ce facteur doit être réévalué plus tôt. La classe de condition de l'habitat est, elle, évaluée annuellement et l'outil BIRS est conçu pour calculer un indice annuel d'état de la biodiversité.

Méthodologie, utilisation de l'outil et interprétation de l'indicateur

La méthodologie, bien que complexe par la succession des étapes, reste simple à comprendre. Elle est claire, transparente et rigoureuse, avec une définition utile des termes, des étapes et des critères d'évaluation ; c'est le cas lors de l'étape d'identification de l'habitat et de l'étape d'estimation de la superficie pour lesquelles une définition très claire de la classification de l'habitat et des méthodes de calcul sont fournies.

La méthodologie peut être utilisée dans le monde entier et pour n'importe quel habitat ou écosystème. Elle assure équilibre entre des considérations pratiques et la rigueur scientifique, bien que les évaluateurs notent que cela peut encore être amélioré. L'approche semi-quantitative par l'attribution de scores, à travers une classification relativement grossière, n'enlève pas la nécessité de mesures quantitatives. De plus, les scores d'une catégorie sont supposés équivalents (par exemple : « forte pression de pâturage » équivaut à « abondance d'espèces exotiques envahissantes » équivaut à « forte pollution de l'eau »), sans valeurs seuils détaillées pour aider à évaluer les différences réelles entre les scores. C'est le cas notamment aux étapes d'évaluation de l'état de chaque habitat (par une enquête sur le terrain) et d'évaluation de la classe d'état de l'habitat. Ceci permettrait pourtant d'améliorer la reproductibilité de l'évaluation dans le temps et dans l'espace – par exemple, pour éclairer la différence entre des espèces de plantes exotiques envahissantes « abondantes » ou « fréquentes », ou encore indiquer des valeurs seuils (en pourcentage ou autre) de couverture ou nombre d'individus. L'étape de notation des pressions à dire d'experts appelle à la vigilance. En outre, l'outil repose sur un certain nombre d'hypothèses (pas de délinéation des catégories de menaces et des activités, moyenne et agrégation des scores, hypothèses de biodiversité reliée à la qualité et à la diversité des habitats).

Outre les limites évoquées avant, les évaluateurs notent que si le processus d'agrégation des scores rend l'approche scalaire, il en résulte un indicateur complexe et l'intrication des calculs (agrégation de différents critères qui se compensent les uns les autres) rend la gamme des variations de cet indicateur difficile à interpréter et à anticiper. Par conséquent, les évaluateurs notent qu'il est peu probable que l'outil BIRS puisse être utilisé pour comparer des sites. Ils indiquent également qu'il peut être préférable de suivre séparément le score de chaque critère d'évaluation.

Il n'y a pas de valeur cible fixée, l'indice le plus élevé de l'état du site devant refléter le meilleur état de la biodiversité.

Selon les évaluateurs, cet outil est applicable à des projets publics comme un critère de décision dans le cadre de marchés et contrats mais en tenant compte des biais indiqués – mais pas dans le cadre de travaux publics car il n'est pas complètement adéquat pour rendre compte des impacts sur la biodiversité. Des modifications visant à assurer l'enregistrement des données brutes d'observation ou, à défaut, de l'indice de l'état des habitats et des sites, dans une base de données utilisant des ontologies normalisées et communes aux entreprises seraient nécessaires pour que l'outil intègre le suivi d'objectifs de cadres internationaux en faveur de la biodiversité.

Pistes d'amélioration

Les évaluateurs suggèrent que l'outil pourrait être amélioré en renforçant le suivi de l'état de la biodiversité. Ainsi, l'abondance des populations pourrait être prise en compte afin d'avoir des signes plus précoces de changement de biodiversité, tout en gardant la méthode simple et applicable par des non-experts. En outre, pour une évaluation plus robuste et représentative, un ensemble plus large de groupes taxonomiques pourrait être intégré. Les groupes les plus faciles et les plus simples à suivre comprennent les invertébrés terrestres et aériens, les oiseaux ou les chauves-souris – d'autres espèces ou groupes pourraient également être pris en compte, tels que les organismes vivants dans le sol ou des vertébrés terrestres identifiés comme bio-indicateurs, clés de voûte ou les espèces menacées. Dans ce cadre, la fréquence des suivis devrait probablement être adaptée pour conserver un niveau d'efforts et des coûts raisonnables – tous les deux ans, par exemple. Ce qui est actuellement mesuré concerne plus les habitats que la biodiversité elle-même : le nom de l'outil porte à confusion.

En termes méthodologiques, la définition de seuils standardisés de métriques quantitatives (valeurs seuils et intervalles), permettant d'attribuer des scores d'état et de menaces, pourrait atténuer les conséquences de la notation subjective à dire d'experts. Cela faciliterait la comparaison entre sites au sein d'une entreprise et entre entreprises. Une autre façon de d'appréhender cette source de variation dans la notation serait de répéter les évaluations pour chaque habitat, puis d'évaluer la variation des notations entre experts. Une base de données de référence des scores précédemment calculés, ainsi que des photos prises lors des suivis, seraient utile dans le cadre d'un processus d'apprentissage continu.

Les évaluateurs proposent aussi de conserver un score séparé pour l'état et les menaces. Combiné avec davantage d'informations sur les activités au sein de chaque site, cela permettrait de hiérarchiser les sites nécessitant des mesures d'atténuation immédiates.

D'un point de vue pratique, les activités industrielles sur les sites, et leur historique, devraient être documentées de façon harmonisée en indiquant, par exemple, l'intensité, la fréquence et la durée des pressions afin de mieux comprendre leurs impacts sur l'habitat et les effets des mesures prises par l'entreprise. Même si le besoin de standards cohérents à travers le temps et dans l'espace est reconnu par les développeurs de l'outil BIRS, ce point aurait besoin d'être renforcé.

Publications recommandées pour son amélioration

- UICN, (2018). Guide pratique pour la réalisation de Listes rouges régionales des espèces menacées – Méthodologie de l'UICN & démarche d'élaboration.
- Jeanmougin M., Plattner G., Porcher E., Julliard R., Touroult J., Poncet L. (2014). Synthèse bibliographique des changements d'échelles cartographiques et des relations écologiques entre les espèces et leurs habitats : 83. SPN-CESCO-MNHN, MEDDE, Paris.

3. Perspectives ouvertes par les évaluations et le dialogue multi-acteurs

Sur la base des évaluations des sept outils de mesure réalisées par les experts et des discussions entre les différents acteurs lors des ateliers, des recommandations sont ressorties de ces échanges. Elles s'adressent à une grande diversité de publics : chercheurs, développeurs, utilisateurs privés ou publics et décideurs politiques. Loin d'être exhaustives, ces recommandations permettent néanmoins d'engager un premier dialogue. Elles fournissent en effet des pistes d'amélioration pour le développement d'indicateurs et outils de mesure de l'impact des activités humaines sur la biodiversité. Enjeu important pour accompagner l'engagement des acteurs et des décideurs politiques, nationaux et internationaux, en vue d'enrayer le déclin de la biodiversité.

3.1. Quelques approches intégratives complémentaires aux outils

Les évaluations externes des outils ont souligné, entre autres éléments, qu'aucun n'est représentatif de tous les impacts des activités évaluées sur la biodiversité. Quelques approches intégratives, tant à l'échelle des activités humaines que de la biodiversité, peuvent être proposées. Sans prétention à l'exhaustivité, nous en présentons ici trois accessibles aux acteurs privés et publics.

3.1.1 Complémentarité des cadres Pressions – État – Réponses (PER) et Analyse de cycle de vie (ACV)

Les deux cadres présentés au chapitre 1 peuvent être envisagés dans une optique complémentaire. Ainsi, de façon schématique, le cadre ACV permet d'identifier des moments et des lieux, des étapes clés dans le cycle de vie de produits ou de services, ayant des impacts particulièrement importants sur la biodiversité et le cadre PER permet d'approfondir et de détailler l'évaluation en ces différentes étapes clés (Fig. 8).

Les deux approches peuvent être combinées en adoptant d'abord une perspective ACV pour avoir une approche holistique des activités anthropiques, puis en définissant ensuite, pour chaque étape reconnue comme majeure dans l'ACV, des indicateurs de type

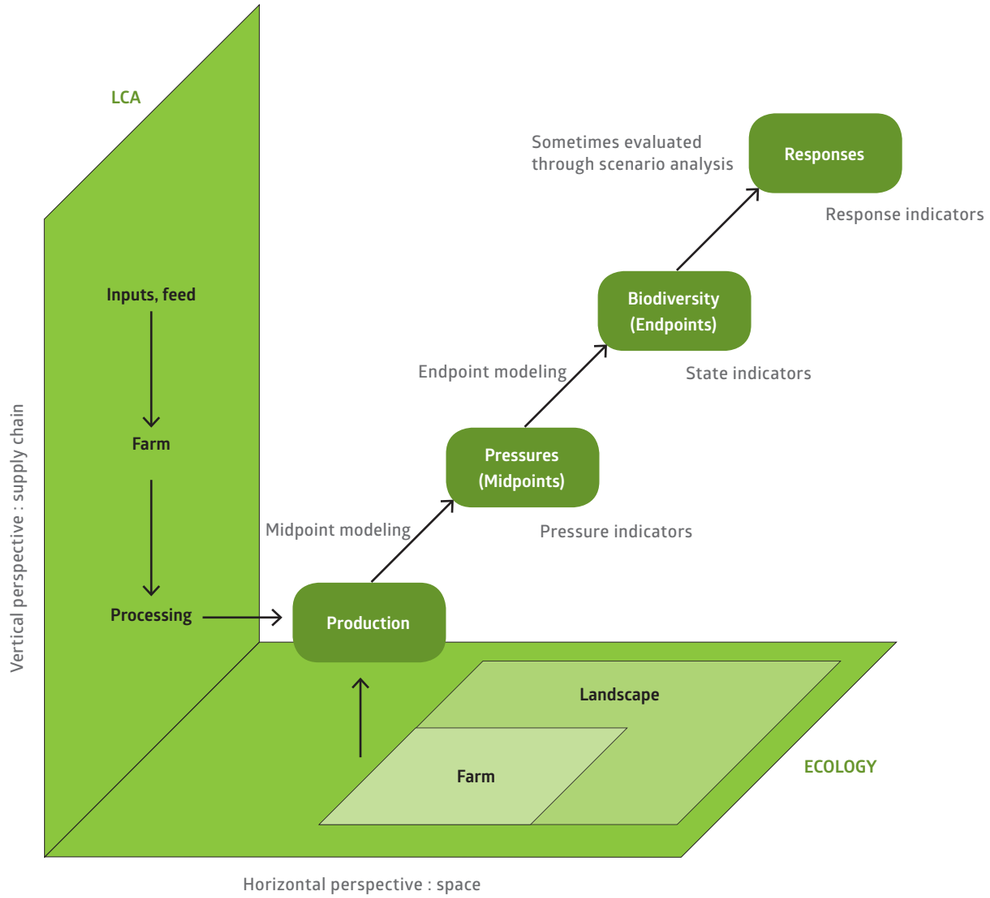


FIGURE 8 **COMPLÉMENTARITÉ ENTRE LE CADRE PER ET LE CADRE ACV** / SOURCE TEILLARD *ET AL.*, 2016.

PER – en tendant alors vers une approche holistique de la biodiversité.

Une telle combinaison permettrait de comparer les résultats des liens activés – pressions (*midpoints* dans l'ACV, *pressures* dans le PER) et ceux des liens pressions – impacts (*endpoints* dans l'ACV, *state* dans le PER). D'autre part, cela permettrait d'intégrer, dans l'évaluation des impacts, des pressions qui ne sont actuellement pas ou peu prises en compte dans l'ACV mais qui les sont dans les indicateurs PER (notamment espèces envahissantes, surexploitation).

Enfin, les méthodes d'ACV qui explorent différents scénarios pour limiter les impacts sur la biodiversité pourraient compléter les indicateurs de réponses du cadre PER et enrichir la réflexion sur les mesures à adopter pour limiter les pressions (réponses).

3.1.2 L'approche par les « variables essentielles de biodiversité » (EBV)

Le « Réseau d'observation de la biodiversité » (BON) du Groupe d'observation de la Terre (GEO), initiative mondiale, a fait émerger, en 2013, le concept de « variables essentielles de biodiversité » définies comme des « mesures nécessaires pour étudier, rapporter et gérer les changements de la biodiversité, en se concentrant sur l'état et la tendance des éléments de la biodiversité » (Pereira *et al.* 2013). Ces mesures permettent de transformer des données issues de sources variées en indicateurs offrant une description synthétique de différents niveaux d'organisation de la biodiversité, facilitant ainsi la « traduction » des données sur la biodiversité en informations politiques. Le GEO BON a proposé une liste de vingt variables, classées par niveaux d'organisation. Ces variables ont évolué depuis 2013 (Tableau. 2).

Classes de variables essentielles	Variables essentielles
Composition génétique	Diversité génétique intraspécifique
	Différenciation génétique parmi des populations
	Taille effective de la population
	Consanguinité
Populations d'espèces	Distribution d'espèces données
	Abondance d'individus d'espèces données
Traits de vie des espèces	Morphologie des organismes
	Physiologie des organismes, en lien avec la *fitness* et les réponses à l'environnement
	Phénologie des organismes
	Mouvements de type dispersion ou migration
Composition des communautés	Abondance des organismes dans un assemblage écologique
	Diversité taxonomique/phylogénétique dans un assemblage écologique
	Diversité des traits des organismes au sein des communautés
	Diversité et structures des interactions entre organismes au sein des communautés
Fonctions des écosystèmes	Productivité primaire
	Phénologie observée à l'échelle d'un écosystème
	Perturbations du fonctionnement d'un écosystème
Structure des écosystèmes	Fraction du couvert vivant
	Distribution horizontale d'éléments d'un écosystème
	Profil vertical de la distribution de biomasse

TABLEAU 2 **VARIABLES ESSENTIELLES DE BIODIVERSITÉ CLASSÉES PAR NIVEAUX D'ORGANISATION** / SOURCE GEOBON.

Une « variable essentielle de biodiversité » doit présenter certaines caractéristiques afin d'être opérationnelle. Ainsi, idéalement elle doit être :

- capable de saisir les échelles et les dimensions essentielles de la biodiversité,
- biologique,
- une variable d'état (certains développements cherchent à définir les variables permettant de détecter des changements précoces de biodiversité (Schmeller *et al.* 2018)),
- sensible au changement,
- agnostique à l'égard des écosystèmes (dans la mesure du possible elle doit pouvoir être mesurée pour tous types d'écosystèmes),
- techniquement réalisable dès à présent, économiquement viable et durable dans le temps (les moyens d'observation peuvent être déployés *in-situ* ou aéroportés – les données d'observations satellites étant par ailleurs de plus en plus traitées et rendues disponibles).

Certaines variables peuvent constituer des indicateurs ou des intermédiaires entre les données brutes et les indicateurs. Elles peuvent également être combinées entre-elles afin de former des indices (GEO BON, 2015), certains étant mobilisés dans les rapports de la Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (Ipbes) ou encore les objectifs des programmes successifs de la Convention sur la diversité biologique (CDB) : indice d'habitat d'espèces ; indice de biodiversité des habitats ; indice de protection des espèces ; indice de représentativité des aires protégées et de connectivités ; indice d'intégrité locale de biodiversité ; indice de restauration des écosystèmes ; indice d'information sur le statut des espèces.

Les travaux dédiés aux EBVs se poursuivent au sein de groupes thématiques explorant les six classes, mais également sur des volets transversaux. Citons-en particulièrement six qui peuvent intéresser les concepteurs et les utilisateurs d'outils de mesure des impacts des activités humaines sur la biodiversité :

- La définition des variables elles-mêmes : le cadre conceptuel proposé peut être utilisé afin de définir, collectivement, en associant acteurs et chercheurs, les variables essentielles propres à un territoire et/ou un pays, sans nécessairement mobiliser celles identifiées par GEO BON (Turak *et al.* 2017).
- L'intégration des données de divers origines en s'appuyant, entre autres, sur des modélisations et la combinaison avec des données d'environnement afin de définir l'évolution de la biodiversité dans le temps et l'espace (Jetz *et al.* 2019).
- L'utilisation du concept pour effectuer des suivis d'espèces exotiques envahissantes (Seebens *et al.* 2020).
- L'utilisation de données de télédétection pour documenter les variables.
- Le développement d'indicateurs et d'indices intégrés.
- L'utilisation des données d'observation de la Terre pour évaluer les services écosystémiques.

Le concept de « variables essentielles » est également décliné pour le climat et l'océan. Ces variables documentent l'évolution de paramètres clés du système climatique (précipitations, température, composition de l'atmosphère…), ou de l'océan (carbone organique dissout, abondance et distribution de poissons, étendu des mangroves et composition…). Ces variables sont régulièrement utilisées pour soutenir des travaux internationaux, du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) de l'Organisation des Nations unies (ONU) ou de la Commission océanographique intergouvernementale (COI) portée par l'organisation des Nations unies pour l'éducation, la science et la culture (Unesco).

Ainsi, à travers ce concept de « variables essentielles », une utilisation pragmatique des données à différentes échelles spatiales, mobilisables aussi bien par des acteurs privés que publics, se dessine : elle peut utilement compléter les réflexions sur les outils de mesure d'impact des activités humaines sur la biodiversité.

3.1.3. Le cadre DPSIR appliqué au cadre conceptuel de l'Ipbes

La Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (Ipbes) étaie son cadre conceptuel (Décision Ipbes-2/4, 2013), c'est-à-dire son modèle simplifié des interactions complexes qui se tissent entre le monde naturel et la société humaine (éléments pris en compte et leurs liens), par une batterie d'indicateurs en se basant sur le cadre « Forces motrices – Pressions – État – Impacts – Réponses » plus connu sous l'acronyme DPSIR pour Driving forces, Pressures, State, Impact, Responses (DPSIR) (Fig. 9 et 10), version étendue du modèle d'interactions entre des systèmes socio-économiques et écologiques initialement décrits sous la forme « Pressions – État – Réponses », décrit au premier chapitre.

Dans le cadre des évaluations de la biodiversité et des services écosystémiques, qu'elles soient thématiques, régionales ou mondiales, l'Ipbes considère que

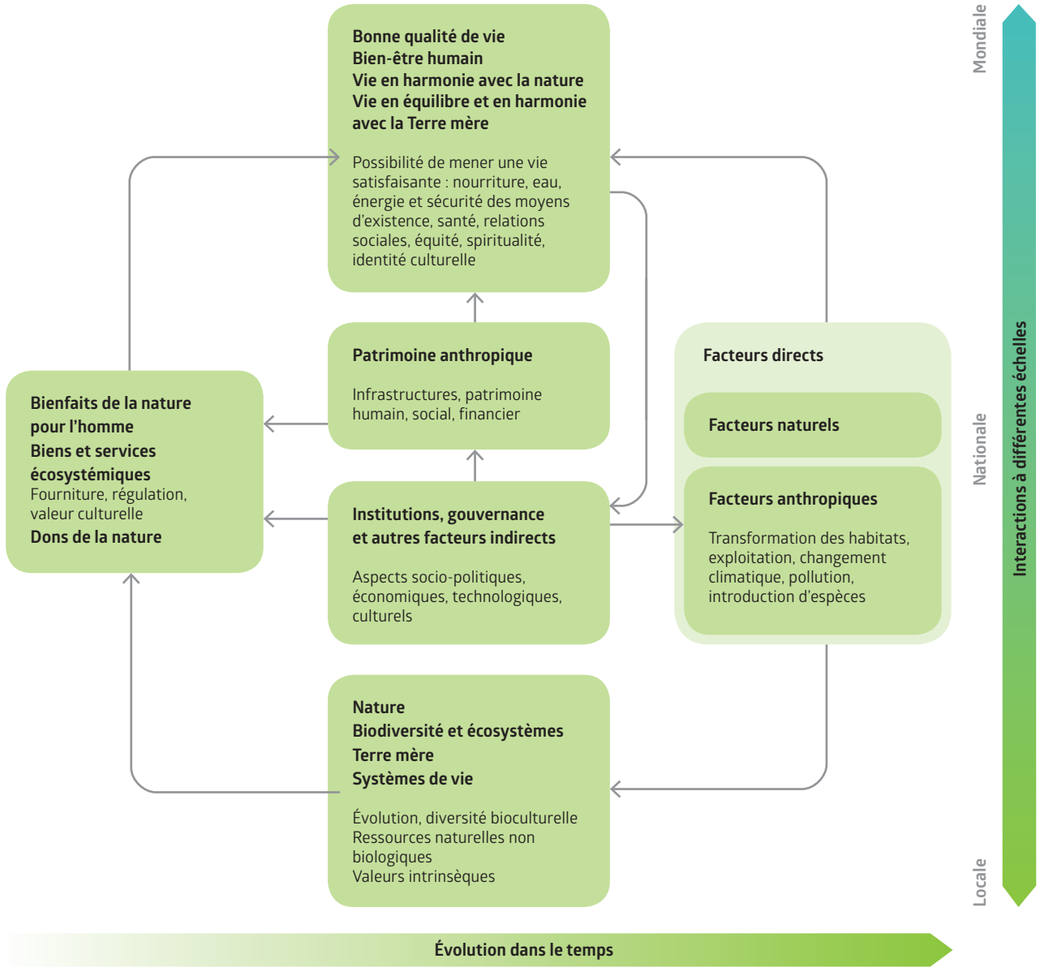


FIGURE 9 **CADRE CONCEPTUEL ANALYTIQUE DE L' IPBES** / SOURCE DÉSICION IPBES – 2/4, 2013.

les indicateurs quantitatifs des changements de la biodiversité, des contributions de la nature aux personnes et à la qualité de vie, ainsi que des forces motrices, facteurs directs et indirects qui sous-tendent ces changements, constituent des éléments importants à documenter. Ainsi, l'Ipbes définit deux batteries d'indicateurs :

- une trentaine d'indicateurs de base (dits *core indicators*), que les auteurs sont invités à utiliser en plus d'autres indicateurs ou autres informations,
- une quarantaine d'indicateurs mis en avant (dits *highlighted indicators*) qui pourraient intéresser des auteurs, mais sans aucune attente quant à leur utilisation dans les évaluations.

L'objectif de la démarche est de fournir aux auteurs des évaluations un ensemble d'indicateurs qui couvrent tous les éléments du cadre conceptuel de l'Ipbes.

Ces indicateurs sont issus de plusieurs sources :

- majoritairement, des indicateurs mobilisés pour les objectifs de programmes de la Convention sur la diversité biologique (CDB), dont certains ont été proposés par GEO BON,
- quelques indicateurs issus des travaux du réseau mondial de recherche *Future Earth*,
- un petit nombre recommandé par les travaux de l'université de Yale sur l'indice de performance envi-

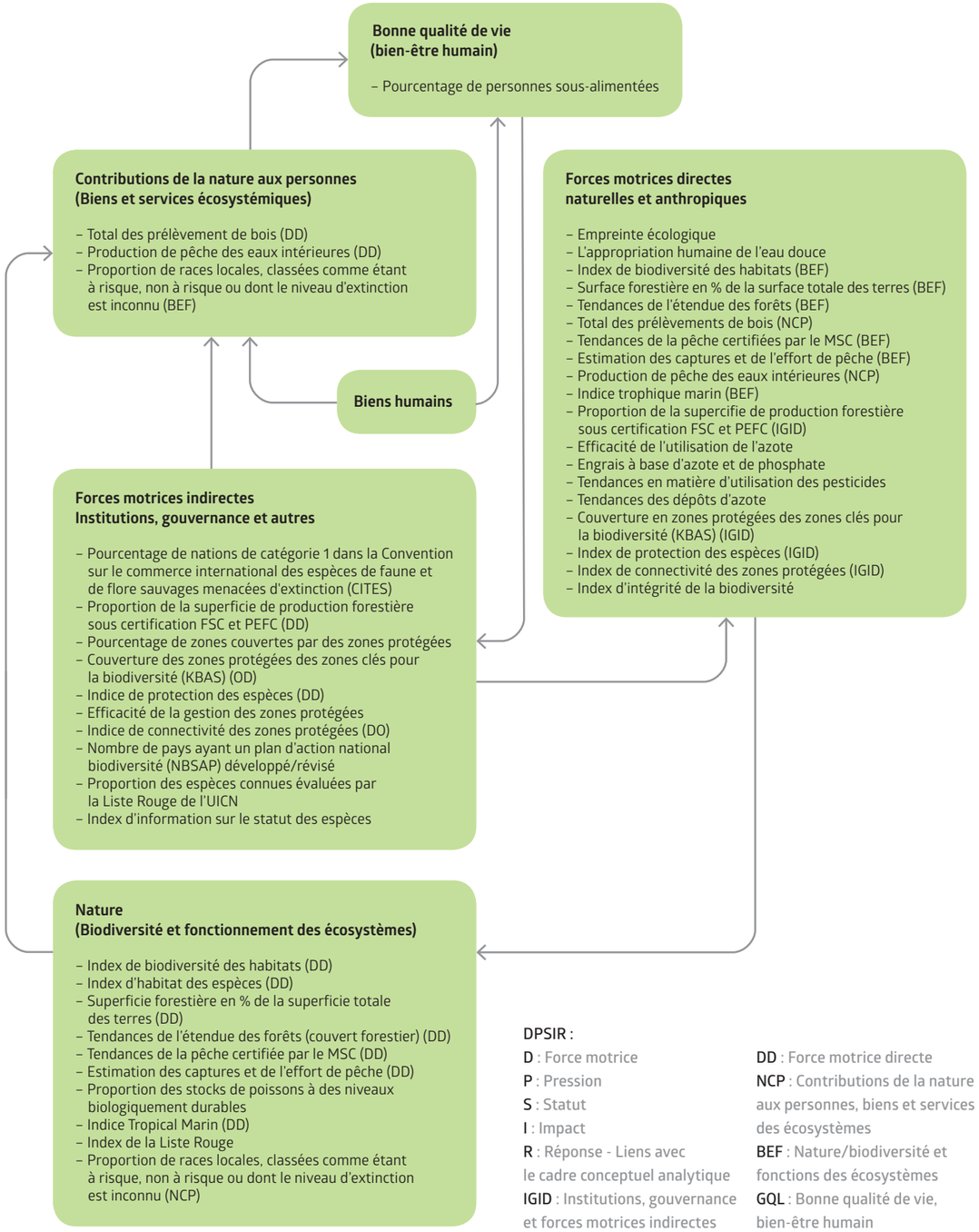


FIGURE 10 **CADRE CONCEPTUEL ET INDICATEURS DE BASE D'APRÈS IPBES CORE INDICATORS** / WWW.IPBES.NET, 16.11.2020

ronnementale des politiques publiques (*Environmental Performance Index*, EPI),

• également un petit nombre proposé par le groupe de travail « Données et connaissances » interne à l'Ipbes.

Beaucoup de ces indicateurs sont recensés dans le Partenariat mondial sur les indicateurs de biodiversité (BIP) qui coordonne, pour la CDB, mais aussi pour répondre aux besoins d'autres conventions ou de gouvernements, le développement et la fourniture d'indicateurs.

L'Ipbes fournit par ailleurs sa propre définition des indicateurs « comme des mesures ou des signes qui reflètent l'état, la cause ou le résultat d'un objet ou d'un processus ». Les indicateurs pouvant contribuer à simplifier la complexité d'ensembles de données, de variables, de cadres conceptuels et d'approches disponibles, ils sont également « des outils utiles pour communiquer les résultats des évaluations ». L'Ipbes souligne qu'il est important de reconnaître les limites des indicateurs à « saisir les complexités du monde réel », car ils se limitent à ce qui peut être mesuré et ce pour quoi des données sont disponibles. En outre, l'Ipbes signale aussi que les choix d'indicateurs sont « plus ou moins liés à la diversité des visions du monde et des perspectives culturelles », élément à prendre en compte pour conduire, au-delà des résultats exprimés, une analyse critique des indicateurs mêmes.

Ces indicateurs complètent d'autres formes d'informations et de connaissances, pas nécessairement harmonisées : leur caractère normalisé fournit un point de comparaison quantitatif et cohérent entre les évaluations. Le rapport mondial publié en 2019 constitue un bon exemple d'une approche mixte avec l'utilisation d'indicateurs de base, identifiés comme utiles à renseigner dans le cadre des évaluations, et d'autres types d'informations « indicatrices ».

La FRB, mobilisée tout au long du processus d'expertise scientifique final, a fait un travail de recension d'indicateurs et d'autres informations utilisées pour évaluer l'usage durable de la biodiversité. Parmi la centaine d'indicateurs et autres informations identifiées, la FRB en a extrait un petit nombre, en concertation avec un des auteurs du rapport. Au moment des négociations de l'assemblée plénière, la délégation française a proposé que ce tableau soit intégré dans le résumé pour décideurs en cours de négociations, mais en raison du retard pris dans les groupes de travail pénalisant l'avancée du processus de négociation, la présentation de ce tableau n'a pas pu être inscrite à l'agenda des groupes et donc n'a pas pu être proposé en plénière en l'absence de concertation préalable entre les États.

Ces indicateurs et informations sont présentés dans le tableau synthétique en annexe 3 p. 81. Le lecteur pourra y retrouver des indicateurs de base (*core indicators*) et des informations qui ne sont pas des indicateurs.

La démarche adoptée par l'Ipbes repose d'une part sur l'utilisation d'indicateurs existants, documentant différentes étapes du cadre « Pression – État – Réponse », d'autre part sur l'utilisation pragmatique de données permettant de fournir des informations utiles au sujet traité. Certains indicateurs et informations sont utilisables ou déclinables à différentes échelles spatiales et mobilisables aussi bien par des acteurs privés que publics. Là encore, cette démarche peut utilement compléter les réflexions sur les outils de mesure d'impact des activités humaines sur la biodiversité.

3.2. Recommandations et pistes d'actions

Les approches intégratives présentées précédemment peuvent s'avérer des pistes utiles à suivre, sans toutefois être suffisantes : des efforts en termes de compréhension, de connaissance, de méthodologie et d'accompagnement doivent être réalisés. Ainsi, le troisième temps de l'étude a consisté avec l'appui de l'ONB, à organiser une série d'événements :

- une journée de cinq ateliers, regroupant 20 à 25 personnes chacun, permettant les échanges entre les développeurs des outils et les potentiels utilisateurs publics et privés ;
- une journée plénière, largement ouverte, permettant de restituer les résultats des ateliers, de donner la parole aux initiatives publiques et privées fédératrices présentées au chapitre 1, de dialoguer avec des acteurs territoriaux et d'ouvrir plus largement la question de la mesure des impacts sous les angles de l'écologie et de l'économie.

Les participants à ces deux événements ont fait remonter une série de recommandations et de pistes d'actions adressées aux concepteurs des outils, aux chercheurs, aux utilisateurs des outils et aux pouvoirs publics. Elles sont synthétisées dans le tableau 3 (p. 70) qui permet de visualiser les besoins de mutualisation des efforts.

1ère recommandation

Accepter la complexité du vivant pour des actions plus pertinentes et plus précises

Les interactions au sein du monde vivant et de celui-ci avec l'environnement physique, nombreuses, de diverses natures, rendent difficilement intelligibles, en première instance, l'état et les dynamiques de la biodiversité, le fonctionnement des écosystèmes. Interrelations, rétroactions, interactions, effets non-linéaires, diversité des échelles temporelles et spatiales… les informations multiples qui peuvent être collectées et analysées dessinent une partie de cette complexité du vivant. Leur prise en compte ne doit pas être synonyme de complication pour les acteurs, mais bien gage d'acquisition de connaissances fines, de meilleure compréhension pour plus de pertinence et de précision dans les décisions et les actions. La simplification de la représentation des processus à l'œuvre dans la chaîne « activités – pressions – impacts » s'avère nécessaire et utile pour rendre compte, de façon synthétique, des efforts de réduction des impacts sur la biodiversité. Elle ne peut être suffisante et son emploi doit s'accompagner d'une connaissance de ses limites.

2e recommandation

Disposer d'un panel d'outils représentant différentes échelles et facettes de la biodiversité

La difficulté à évaluer la chaîne « activités – pressions – impacts » s'entend d'autant mieux qu'en plus de réaliser explicitement les liens entre ces étapes, elle doit idéalement rendre compte des interactions écologiques. La réflexion sur les outils de mesure d'impacts des activités humaines nécessite d'intégrer les différents niveaux d'organisation (des gènes aux paysages) et plusieurs composantes (de la structure à l'évolution) de la biodiversité. Dès lors, cela amène à envisager l'évaluation des impacts des activités humaines sous l'angle d'un ensemble d'outils et d'indicateurs complémentaires, ayant plusieurs niveaux de précision et d'échelles, appréciant différentes facettes des impacts sur la biodiversité. Ce type d'évaluation doit alors reposer sur plusieurs variables et métriques de biodiversité. Différentes approches peuvent être envisagées, citons :

- La notion de « variables essentielles de biodiversité », développée par le Réseau mondial d'observation de la biodiversité du Groupe d'observation de la Terre (GEO BON) peut constituer une piste de réflexion : cette approche permet de balayer les différentes dimensions de la biodiversité dans un ensemble restreint de variables. Ce point est développé en partie 3.1.2. p. 61.
- S'il semble difficile d'établir un « indicateur biodiversité » comme il en existe pour le climat, les enjeux climat et biodiversité se rejoignent néanmoins lorsqu'il s'agit évaluer les impacts des activités humaines sur le fonctionnement des écosystèmes.
- Il est aussi possible de s'intéresser à des espèces ou des groupes d'espèces qui réalisent des fonctions spécifiques au sein des écosystèmes (dites espèces clés de voûte) (Paine, 1966). Cette approche met l'accent sur certaines espèces, l'importance de relations entre les espèces au sein des réseaux trophiques, leurs rôles dans les écosystèmes en modifiant l'environnement vivant et abiotique (par ex. ingénieurs, décomposeurs…).
- Ou encore aux espèces rares (aires de répartition réduites, faible densité) (Dinerstein *et al.* 2020), etc.

3e recommandation

Travailler avec tous les acteurs et mieux utiliser les connaissances et les données disponibles

De nombreux outils et indicateurs sont plus spécifiquement développés par les acteurs académiques ou des politiques publiques, tandis que d'autres outils – tels ceux évalués dans cette étude – sont développés par les acteurs privés industriels, marchands ou associatifs en s'appuyant sur des éléments scientifiques. Ces deux démarches, solides, gagneraient à être plus co-construites pour une intégration réciproque des besoins et des contraintes, des atouts et des limites des outils développés.

De même, de nombreux dispositifs nationaux et territoriaux développent des outils en appui aux politiques publiques, fournissent des données et des informations sur la biodiversité. Citons, entre-autres acteurs, l'Observatoire national de la biodiversité, les observatoires régionaux de la biodiversité…. Sur un même territoire, la dichotomie des activités de ces structures, des collectivités et des entreprises – dans un cas « le suivi de l'état de la biodiversité sous l'effet de pressions anthropiques », dans un autre « l'évaluation des impacts de mes activités » – gagnerait à être effacée au profit d'un dialogue et d'une action mutualisée de suivi et d'évaluation aboutissant, *in fine*, à une véritable évaluation des impacts, parfois cumulés, d'activités différentes à l'échelle d'un territoire et à leur gestion concertée.

De plus, l'ensemble des évaluations nécessitent d'être documentées : cela permet d'améliorer l'utilisation des outils – en contribuant, par exemple, à harmoniser les étapes qui reposent sur le dire d'expert – ; cela permet aussi de documenter les changements de la biodiversité de façon plus continue. Cette documentation nécessite d'être harmonisée à l'échelle d'une entreprise, voire à l'échelle nationale ou internationale. Les nombreuses initiatives en faveur des protocoles et des données de biodiversité, développées ou relayées par des acteurs territoriaux et nationaux, devraient y aider.

4e recommandation

Adapter les outils aux pratiques de l'entreprise et à ses leviers d'actions

Des démarches mutualisées permettraient de développer des outils plus en lien avec les pratiques des entreprises, voire avec les acteurs publics territoriaux. En effet, si certains modèles globaux et méthodes portant sur les espèces, voire les habitats, peuvent être utiles par leur caractère générique, les évaluations scientifiques des outils ont montré qu'ils étaient peu sensibles pour rendre réellement compte des impacts des activités et, par effet retour, des efforts des entreprises pour limiter ces impacts. Les concepteurs d'outils travaillent en ce sens en développant notamment des outils en fonction des secteurs d'activité.

De la même façon qu'il est nécessaire de disposer d'un panel d'outils représentant différentes échelles et facettes de la biodiversité, un panel d'outils couvrant les phases de diagnostic (les pressions et l'état de la biodiversité), d'estimation des risques (évaluation des impacts) et d'action (les réponses apportées) compléterait le tableau de bord des acteurs.

Les acteurs estiment également que la puissance publique doit ainsi insuffler une dynamique sans toutefois imposer d'outils normatifs (ceux-ci ne sont pas encore mûrs, les situations des entreprises, des écosystèmes et les besoins sont hétérogènes). Elle doit les inciter à s'engager dans des démarches de diminution des impacts et de rapportage tout en les laissant développer leurs propres outils, innover, expérimenter.

Un équilibre reste toutefois à trouver entre la généricité qui permet l'agrégation des résultats aux différentes échelles d'activité des entreprises (du local à l'international), voire la comparaison et le pilotage, et la spécificité qui permet de rendre compte des impacts et des effets des réponses apportées par les entreprises. Le développement des approches évoquées plus haut devrait ainsi intégrer cet équilibre.

5e recommandation

Mieux caractériser les liens entre activités, pressions et impacts

La nécessité de mieux caractériser les liens au sein de la chaîne « activités – pressions – impacts », parfois ténus, est particulièrement ressortie des évaluations des outils.

Côté acteurs, il est possible d'analyser finement les activités (par ex. construction), les pressions (par ex. vibrations induites par la construction) et certains éléments de biodiversité *in-situ* et de l'environnement (par ex. niveau sonore ambiant, reptiles et micromammifères) susceptibles d'être touchés. Ces travaux sont

réalisables en prenant en compte toutes les activités concernées – pas seulement celles qui sont modélisées et pour lesquelles il existe des tables de référence – et tous les éléments de biodiversité, puis en argumentant la priorisation des chaînes « activités – pressions – impacts » qui, parmi les possibles, seront particulièrement mobilisées afin d'évaluer les impacts.

Côté développeurs d'outils, cela implique de travailler à intégrer toutes les pressions, notamment celles relatives aux pollutions et aux espèces exotiques envahissantes. En ce qui concerne l'ACV, les acteurs appellent à une prise en compte de l'ensemble du cycle de vie dans les évaluations.

Enfin, côté recherche, cela implique de poursuivre les travaux pour modéliser les interactions, le cumul des pressions et des effets de seuil potentiels – avec une approche spatialisée et avec des données robustes sur le plan scientifique.

D'autres perspectives peuvent aussi être travaillées comme l'estimation des impacts sur les services écosystémiques, explicite pour les acteurs et les décideurs ; de la résilience des écosystèmes, etc.

6e recommandation

Renforcer l'évaluation de la fiabilité, de la robustesse, de la sensibilité et des incertitudes associées aux outils

Outre l'amélioration des performances des outils, les ateliers et les évaluations des outils ont fait émerger le besoin de disposer des arguments scientifiques sur la fiabilité, la robustesse, la sensibilité des outils, sur le choix des données, les pondérations et les incertitudes ainsi que sur les hypothèses sous-jacentes au modèle des relations « activités – pressions – impacts » – mobilisé à l'extérieur ou construit spécifiquement dans le cadre de l'outil. Ces éléments pourraient être évalués et documentés par les concepteurs d'outils de façon plus transparente eu égard à la complexité des processus qu'ils évaluent.

De plus, dans le cadre d'une démarche d'amélioration continue, les outils pourraient être régulièrement évalués par des tiers académiques issus de différentes disciplines (écologie, économie…) et sans conflit d'intérêt (sans être co-auteurs) quant aux développements des modèles sur lesquels reposent les outils. Enfin, une validation des impacts évalués par l'acquisition de données sur le terrain s'avèrerait aussi essentielle. L'ensemble de cette démarche pourrait servir une communication transparente et humble sur les outils, leurs atouts et limites.

Ces éléments sont d'autant plus importants que les acteurs qui utilisent les outils ne sont pas nécessairement dans une démarche de vérification de la validité des outils utilisés.

7e recommandation

Ne pas attendre pour agir : travailler sur les pressions et les réponses

Devant l'ampleur du travail restant à accomplir, et les biais des outils d'évaluation des impacts aujourd'hui disponibles, acteurs et chercheurs soulignent ainsi la nécessité d'axer les outils sur les « pressions exercées » et les « réponses apportées » plus que sur les « impacts sur la biodiversité ». L'état et les tendances de la biodiversité sont déjà relativement bien documentés, de l'échelle mondiale (travaux de l'Ipbes par exemple) à l'échelle régionale (travaux des observatoires régionaux par exemple), par différents acteurs. Il existe en outre, pour des évaluations locales de l'état réel de la biodiversité, un ensemble d'acteurs et d'outils qui peuvent répondre à ce besoin.

Pour les acteurs économiques, outre une meilleure caractérisation des liens entre « activités – pressions – impacts », la prise en compte des pressions nécessite de bien différencier, à l'échelle des entreprises et dans les outils, les « pressions directes », pour lesquels ils disposent de mesures d'évitement ou de réduction (par exemple réduire l'emprise au sol d'une activité, diminuer l'usage de produits chimiques, éviter la déforestation), et les « pressions indirectes qui sont souvent les leviers sur lesquels les acteurs peuvent agir pour réduire plus durablement les pressions directes (par exemple engager le management de l'entreprise dans des objectifs de trajectoire durable, réduire les allocations de fonds aux activités les plus impactantes, favoriser le développement d'innovations, limiter les achats de produits eux-mêmes à fort impact, etc.) ».

Par ailleurs, l'évaluation des impacts des activités humaines sur la biodiversité pourrait être prolongée par une évaluation des effets des réponses apportées, des mesures correctives adoptées pour limiter les impacts. Les acteurs pourraient alors mettre en avant leurs bonnes pratiques et les résultats favorables pour la biodiversité réellement obtenus.

Les travaux sur les « pressions » et les « réponses » doivent s'intégrer dans les stratégies des acteurs privés industriels, marchands et publics. Ils renvoient aux volontés et aux capacités de transformation des systèmes contemporains pour réaliser la transition écologique.

8e recommandation

Développer des guides de choix et d'utilisation des outils, précis et illustrés par des exemples

Une des principales conclusions de l'enquête et de l'évaluation, exposées dans les chapitres précédents, pointe le besoin d'accompagner les acteurs en proposant :

- d'une part, des arbres d'aide à la décision afin d'orienter vers l'outil le plus adapté à la question posée selon le secteur d'activité, le niveau de l'activité évaluée (cycle de vie d'un produit, processus de production, site, unité commerciale, entreprise globale – voire collectivité, territoire ou pays), les finalités de l'évaluation (sensibilisation interne, développement d'activités, déclaration de performance extra-financière obligatoire, obtention de financements…), les utilisateurs des résultats (cadres décisionnels, syndicats, clients, actionnaires…), le niveau d'expertise et d'accompagnement nécessaire ;
- d'autre part, une documentation pédagogique qui expose et détaille la méthodologie de construction et de calcul de l'indicateur. Cette documentation pourrait être illustrée, selon le degré de développement et de déploiement des outils, par des cas pilotes ou des retours d'expérience discutant leur applicabilité. Si cette pratique a pu être observée pour certains outils évalués, elle n'est pas encore généralisée.

Détailler la méthodologie et les calculs de façon compréhensible, et expliciter les limites permettraient d'éviter l'effet « boîte noire » de ces outils dont la construction est relativement complexe et d'améliorer l'analyse des résultats qui en découlent. Un tel effort de la part des concepteurs d'outils, initié mais encore insuffisant, rendrait les outils plus appropriables par les utilisateurs potentiels, sans diminuer pour autant le besoin d'un accompagnement spécifique pour les utilisateurs.

9e recommandation

Développer l'accompagnement régalien des acteurs pour favoriser la transition écologique

Outre les efforts d'explicitation des outils par leurs concepteurs, un accompagnement régalien est nécessaire pour développer leur utilisation, et, de façon plus complète, la sensibilisation aux enjeux liés à l'érosion de la biodiversité et les pistes pour limiter cette érosion. Les éléments issus de l'enquête et des échanges en ateliers et plénières soulignent plusieurs leviers dont :

- réformer la fiscalité, notamment sur les espaces naturels non bâtis, afin de ne pas favoriser la transformation des terres ni leur artificialisation ;
- utiliser des outils financiers : conditionner l'obtention de subventions à des limitations des pressions, d'impacts ; actionner le levier pollueur-payeur ; les paiements pour services environnementaux, etc. et évaluer leurs effets ;
- faire mieux appliquer la réglementation existante et prévenir la distorsion de concurrence ;
- appuyer la labellisation ou des concours (par exemple label d'agriculture biologique, capitales françaises de la biodiversité, territoires d'excellence environnementale, etc.), voire développer de nouveaux labels officiels ;
- intégrer des critères de « mieux-disance environnementale » dans les marchés publics ;
- développer une offre pédagogique pour tous les acteurs ;
- …

Cet accompagnement est d'autant plus nécessaire qu'on peut aujourd'hui observer le « paradoxe environnemental » du discours courant : celui-ci souligne la dépendance des entreprises à la biodiversité, les opportunités financières que celle-ci peut représenter pour les entreprises et le besoin qui en découle de la protéger. Toutefois, le constat est que le modèle économique actuel n'a pas fait la preuve de son efficacité à générer une transition écologique. Les indicateurs, au niveau des entreprises, mais aussi de l'État, nécessitent bien d'être repensés afin d'accompagner les acteurs vers une vision où le système économique est aussi, voire avant tout, une source de risques ou d'opportunités pour la biodiversité.

Un point de vigilance doit être soulevé : certains financeurs privés, notamment actionnaires et banques, et les agences de notation sociétale, sont de plus en plus attentifs aux impacts des activités sur la biodiversité. La conséquence de cette attention vertueuse est d'intégrer dans leurs conditions d'aide ou leur grille de notation l'utilisation des outils discutés dans cette étude, ou les indicateurs qui en résultent. Une telle pratique aurait pour effet, non souhaité par les acteurs, de rendre « prescriptifs » l'utilisation de ces derniers.

10e recommandation

Renforcer la recherche partenariale, aussi bien fondamentale qu'appliquée

Les intervenants qui ont apporté leur concours à cette étude soulignent qu'il est difficile d'obtenir des évaluations fiables d'impacts potentiels, et encore moins prédictifs, tant les dynamiques de biodiversité ne sont pas linéaires, peuvent présenter des effets de seuils, des effets retard ou encore des évolutions lentes, mais irréversibles. Afin d'améliorer la connaissance des dynamiques de biodiversité qui demeure encore imparfaite, la recherche doit être poursuivie : observation, collecte de données, expérimentation, modélisation… sont autant de pratiques à renforcer.

Dans le cadre plus spécifique du développement des outils, outre des travaux sur l'articulation explicite de la chaîne « activités – pressions – impacts », les communautés académiques actives sur ces sujets sont invitées à travailler sur la prise en compte des échelles et des dynamiques spatiales et temporelles des impacts des activités humaines sur la biodiversité ainsi qu'à préciser les atouts et les limites des états de référence lorsque ceux-ci sont utilisés. Les acteurs

qui utilisent des indicateurs de pressions, d'état et de réponses attendent quant à eux des tableaux de bord plus clairs pour mettre en regard des outils diagnostics (indicateurs de pressions et d'état) et des leviers d'actions (indicateurs de réponses), quitte à utiliser des approximations dûment argumentées. Dans tous les cas, une meilleure connaissance des conditions d'application, du domaine d'utilisation (secteur, échelle, pilotage et/ou rapportage et/ou sensibilisation), de la fiabilité, la robustesse et la reproductibilité est apparue comme une condition nécessaire d'appropriation par les acteurs.

Ces développements peuvent être réalisés au sein de projets de recherche largement multi-partenariaux et déboucher sur des cas d'étude, des pilotes permettant d'obtenir des retours d'expériences utiles aussi bien sur les plans académique et pratique. Soulignons que l'engagement d'acteurs, de parties prenantes, très en amont de la définition de projets de recherche facilite l'appropriation réciproque des besoins et des contraintes, ainsi que la diffusion des résultats.

11e recommandation

Développer la conception et les applications publiques

L'étude a porté sur l'évaluation d'outils, mais aussi à leur applicabilité aux acteurs publics territoriaux et nationaux. Il ressort que ce domaine d'application n'est pas encore développé. Une recommandation générale est donc de travailler à promouvoir l'utilisation d'indicateurs de pressions, état et réponses pour appuyer le pilotage et l'évaluation des actions des collectivités ; de réfléchir à la transposabilité des outils intégratifs en dehors de la sphère du secteur privé marchand, qu'ils s'appuient sur le cadre PER ou sur l'ACV ; d'accompagner les collectivités dans l'appropriation de ces méthodes parfois complexes. Au niveau de l'État, les acteurs recommandent que la puissance publique développe une démarche adaptée à l'échelle du pays, utile dans le cadre des négociations internationales, tout en étant attentive à sa compatibilité avec les outils des acteurs économiques.

Recommandations	Publics cibles			
	Développeurs	Utilisateurs	Chercheurs	Décideurs politiques
Accepter la complexité du vivant pour des actions plus pertinentes et plus précises	×	×	×	×
Disposer d'un panel d'outils appréciant différentes échelles et facettes de la biodiversité	×	×	×	×
Travailler avec tous les acteurs et mieux utiliser les connaissances et les données disponibles	×	×	×	
Adapter les outils aux pratiques de l'entreprise et à ses leviers d'actions	×	×	×	
Mieux caractériser les liens entre activités, pressions et impacts	×		×	
Renforcer l'évaluation de la fiabilité, la robustesse, la sensibilité et les incertitudes associées aux outils	×		×	
Ne pas attendre pour agir : travailler sur les pressions et les réponses		×		×
Développer des guides de choix et d'utilisation des outils, précis et illustrés par des exemples	×			
Développer l'accompagnement régalien des acteurs pour favoriser la transition écologique				×
Renforcer la recherche partenariale, aussi bien fondamentale qu'appliquée	×	×	×	×
Développer la conception et les applications publiques	×	×	×	

TABLEAU 3 SYNTHÈSES DES RECOMMANDATIONS ET PUBLICS CIBLES.

Perspectives ouvertes par les évaluations et le dialogue multi-acteurs

4. Conclusion

L'heure est à l'action pour sauvegarder et restaurer la biodiversité. L'action se situe du côté des politiques publiques bien sûr, mais aussi des citoyens, des collectivités locales et des entreprises de toutes nature, de tous secteurs. Cela passe par la nécessaire inclusion d'une préoccupation sur l'état et le devenir de la biodiversité et des services écosystémiques dans toutes les pratiques et politiques qui en dépendent et qui l'impactent – notamment, voire surtout, les activités économiques – ce que la Convention sur la diversité biologique (CDB) a désigné sous le terme « *d'intégration de la biodiversité* » (*mainstreaming*).

Prendre en compte les aspects multidimensionnels de la biodiversité et de la crise systémique qu'elle traverse

L'action, c'est d'abord la réduction rapide des facteurs de pression, ceux que la Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (Ipbes) a rappelé : changement d'usages des terres, surexploitation des ressources, pollutions, changement climatique, espèces envahissantes, extinctions en chaîne…

En termes d'indicateurs, il importe de décliner ces grands facteurs en une typologie détaillée de pressions qui fassent sens pour les acteurs : par exemple, caractériser les effets des pollutions liées aux plastiques, aux pesticides, aux perturbateurs endocriniens, etc. Cette publication montre à la fois les difficultés qu'il y a à mesurer les impacts des activités humaines, et les pistes pour progresser, pour améliorer les réponses des acteurs.

Les outils mesurant ces impacts, exposés dans cette publication, présentent ainsi un caractère mobilisateur : ils fédèrent les acteurs dans une démarche, permettent de s'intéresser et de se questionner sur la biodiversité, d'évaluer des progrès. Les questions adressées par les membres du Comité d'orientation stratégique (Cos) de la FRB, la nombreuse assistance aux Journées FRB 2019 témoignent de l'intérêt porté au sujet.

Toutefois, l'utilisation des outils ne saurait se réduire à évaluer, de façon *ex-ante* ou *ex-post,* les impacts des activités humaines sur la biodiversité, elle a aussi, surtout, pour finalité de réduire ces pressions. Ce qui exige souvent d'appréhender la biodiversité dans un cadre systémique, d'interactions et de rétroactions, au sein du vivant, entre acteurs et biodiversité. Le rapport spécial de l'Ipbes, publié en 2019, sur la base de plus de 20 ans de travaux scientifiques, donne des pistes. Ce rapport aborde les aspects multidimensionnels de la biodiversité et de la crise qu'elle traverse, dont les indicateurs doivent rendre compte. Il s'agit d'évaluer

l'impact des pressions sur différents indicateurs d'état de la biodiversité : diversité spécifique, état des espèces menacées, abondance des espèces communes, état des fonctions écologiques et des services écosystémiques, structure des écosystèmes. Le cadre systémique doit permettre d'anticiper les effets des politiques et pratiques de chacun, en intégrant l'effet des autres acteurs, leurs interactions, les effets en retour de la biodiversité – une piste étant, par exemple, l'approche « conséquentielle » des analyses de cycles de vie.

Des améliorations à apporter dans les outils en développement

Afin d'intégrer ces aspects multidimensionnels de la biodiversité, dans un cadre systémique, il est essentiel de poursuivre les recherches et les développements méthodologiques. Il s'agit de répondre au besoin d'indicateurs, voire d'outils, au sein des entreprises, comme facteur d'incitation à l'action et comme gage d'une meilleure action. Il est aussi essentiel de renseigner l'État, les citoyens, les consommateurs. Le sujet est ardu et nécessite de définir un chemin qui tienne compte :

- des différents types d'indicateurs et d'outils (état, pressions, réponses, enchaînement des activités jusqu'aux impacts…) ;
- des cadres conceptuels, des échelles intégratives (du cycle de vie d'un produit ou d'un service à la biodiversité, ses niveaux d'organisation, sa dimension spatiotemporelle) ;
- des états de maturité des outils (beaucoup d'outils sont en phase de développement ou de pilote), d'atouts, mais aussi de limites à réduire, d'hypothèses à mieux argumenter, de lien avec la réalité du terrain à renforcer ;
- des besoins des acteurs (évaluer l'impact d'un produit, d'une entreprise, d'un changement de pratique, rendre compte…) ;
- des nombreuses initiatives internationales, européennes, nationales autour des indicateurs et des outils.

Entre diversité et hiérarchie des indicateurs

Au-delà du « porté à connaissance » de cette publication, une des conclusions est qu'il serait difficile, surtout réducteur et non pertinent, d'imposer aux acteurs, aux entreprises, aux citoyens, un outil, un indicateur unique pour rendre compte des impacts. Chaque acteur, entreprise, en fonction de ses activités, de ses pressions, devrait disposer d'un ou plusieurs indicateurs, plus ou moins intégratifs, adaptés à son type d'activité, scientifiquement validés. Ces indicateurs ont plusieurs usages possibles : développer une comptabilité environnementale à usage interne, rendre compte de ses actions et de ses résultats en matière de responsabilité sociale et désormais environnementale, décider, piloter, ses activités, afin de les rendre moins impactantes.

De même, les citoyens ont besoin d'une diversité d'indicateurs, ajustés à la diversité de leurs attentes. De manière complémentaire, l'État doit se doter d'un ou plusieurs outils ou indicateurs pour mesurer les effets de l'effort collectif national, en termes de protection de la biodiversité, et en rendre compte au niveau international.

Dans le même temps, il reste indispensable de s'accorder sur un ensemble minimal de dimensions de la biodiversité à prendre en compte afin d'avoir une vision harmonisée de son état et de sa dynamique, afin de vérifier et de confronter les efforts pour réduire son érosion.

Le choix des indicateurs, selon leur qualité et fiabilité, leur transparence et inclusivité, est essentiel pour éviter et réduire les impacts sur la biodiversité : des efforts collectifs, concertés, sont nécessaires. À l'évidence, pour réussir ces efforts collectifs, il faut de la coordination et du partage ; il faut instaurer une réflexion collective sur les indicateurs et les outils.

Perspectives : une réflexion collective nécessaire à l'amélioration des indicateurs

De par les défis scientifiques que doivent affronter les outils mis en exergue dans ce cahier, cette réflexion est aussi une invitation à développer les collaborations avec le monde académique. Il est nécessaire de roder les outils, de les exposer à l'évaluation scientifique externe afin d'améliorer leur pertinence vis-à-vis de la biodiversité et de la complexité des processus qui en sont à l'origine. L'objectif est bien de développer des outils qui répondent à la fois aux besoins des entreprises, à la demande des consommateurs et des citoyens, mais qui incarnent aussi, le plus précisément possible, une réalité biologique et écologique.

Pour chaque acteur, un indicateur est une boussole qui oscille entre dimension scientifique et dimension politique. La réflexion sur l'évaluation des impacts des activités humaines est prolongée par la phase de décision – d'implantation d'une activité, de choix d'une matière première, d'actions de protection ou de restauration. Pour cette étape, il pourrait être utile, dans certains cas, de compléter les informations fournies par un ensemble d'indicateurs par des scénarios basés sur des approches socio-écosystémiques.

En résumé, cette publication présente de nombreuses initiatives portant sur des outils de mesure de l'impact des activités humaines sur la biodiversité, leurs logiques, ambitions, forces et limites. De nombreuses pistes d'amélioration sont suggérées. L'enjeu étant que les outils et les indicateurs contribuent à une ambition partagée : préserver et restaurer la biodiversité, dont nous faisons partie.

5. Annexes

Annexe 1 Questions de l'enquête
Annexe 2 Questions sur la grille d'évaluation scientifique
Annexe 3 Liste de quelques indicateurs et d'autres informations à valeur indicatrices, présentes dans l'évaluation mondiale de la biodiversité et des écosystèmes publiée par l'Ipbes en 2019

Annexe 1. **Questions de l'enquête**

- Nom, Type de structure, Secteur d'activité, Effectif de la structure, Code du département
- Connaissez-vous des indicateurs de biodiversité ? Si oui, lesquels ?
- Utilisez-vous un indicateur d'impact sur la biodiversité ? Si oui, lesquels ?
- Pour quelles raisons utilisez-vous un indicateur d'impact sur la biodiversité ?
- Pour quelles raisons n'utilisez-vous pas d'indicateur d'impact sur la biodiversité ?
- Quelles sont les limites des indicateurs d'impact sur la biodiversité existants ?
- Il faut définir un indicateur d'impact sur la biodiversité
  - Par type d'acteur
  - Par secteur d'activité
  - Sans opinion
  - Etc.
- Facile à mettre en place (méthodologie simplifiée)
  - Pas important / Peu important / Relativement important / Important / Très important / N/A
- Sensible / Réactif (détecte rapidement un changement signifiant)
  - Pas important / Peu important / Relativement important / Important / Très important / N/A
- Robuste (la mesure ou le calcul de l'indicateur/indice reste fiable même lorsque les conditions varient)
  - Pas important / Peu important / Relativement important / Important / Très important / N/A
- Précis (mesure avec une faible marge d'erreur ou d'incertitude le phénomène qu'il est supposé décrire)
  - Pas important / Peu important / Relativement important / Important / Très important / N/A
- Basé sur l'autoévaluation (l'entreprise remplit un questionnaire)
  - Pas important / Peu important / Relativement important / Important / Très important / N/A
- Produire un résultat quantitatif et mesurable (comparable à la tonne de CO_2 pour l'impact climatique)
  - Pas important / Peu important / Relativement important / Important / Très important / N/A
- Parlant (transmettre un message clair et facilement interprétable)
  - Pas important / Peu important / Relativement important / Important / Très important / N/A
- Disponible au grand public (être en libre accès et diffusé systématiquement par les entreprises)
  - Pas important / Peu important / Relativement important / Important / Très important / N/A
- Obligatoire (sa mise en place est rendue obligatoire par la loi)
  - Pas important / Peu important / Relativement important / Important / Très important / N/A
- Intégré (prendre en compte les caractéristiques écosystémiques)
  - Pas important / Peu important / Relativement important / Important / Très important / N/A
- Quels éléments vous inciteraient à utiliser un (ou des) indicateur d'impact de vos activités sur la biodiversité ?
- Quelles sont les connaissances qui vous manquent pour utiliser parfaitement un indicateur d'impact sur la biodiversité ?

Annexe 2. **Questions de la grille d'évaluation scientifique**

Informations générales

- À quelle étape le développement de l'outil est-il en 2019 ?
- Quels sont les secteurs d'activités actuellement concernés ou potentiels ?
- Quelles sont les échelles d'évaluation d'impact des activités sur la biodiversité ?
- Quels sont les milieux actuellement concernés ou potentiels ?
- *Business application in summary*
- Quel est le cadre conceptuel général mobilisé par l'outil ?

Liens entre les activités et les pressions

- Quels sont les modèles mobilisés dans l'outil afin de lier activités et pressions ?
- Quels sont les avantages du ou des modèles (en différenciant par modèle) ?
- Quelles sont les limites du ou des modèles (en différenciant par modèle) ?
- Quelles sont les données utilisées dans les modèles (données de modélisation, données d'observation mutualisées dans une base de données, données d'observation collectées de façon *ad hoc* etc. (en différenciant par modèle) ? Quelles sont leurs avantages et limites (qualité, disponiblité…) ?
- Quelles sont les données utilisées dans l'outil (données de modélisation, données d'observation mutualisées dans une base données, données d'observation collectées de façon *ad hoc* etc.) ? Quelles sont leurs avantages et limites (qualité, disponiblité…) ?
- Précision de l'outil : la relation entre activités et pressions est-elle significative ? La marge d'erreur / d'incertitude liée à cette relation est-elle faible ? Si non, quels sont les biais et comment peuvent-ils être dépassés ?
- Sensibilité de l'outil : la relation entre activités et pressions est-elle sensible ? L'outil permet-il de faire la différence (pressions) entre des situations (activités) qui sont différentes ? Si non, quels sont les biais et comment peuvent-ils être dépassés ?
- Fiabilité de l'outil : la détermination de la relation entre activités et pressions est-elle fiable ? La détermination de cette relation est-elle reproductible ? Si non, quels sont les biais et comment peuvent-ils être dépassés ?

Pressions prises en compte

- Quelles sont les pressions directes prises en compte dans les modèles (« *pressure* » in DPSIR, « *direct drivers* » in MEA) (en différenciant par modèle) ?
- Quelles sont les pressions indirectes prises en compte dans les modèles (« *drivers* » in DPSIR) (en différenciant par modèle) ?
- Quelles sont les pressions prises en compte dans l'outil ?
- Si elles sont différentes de celles du modèle : quel est l'intérêt / l'utilité de cette différence ?
- Y a-t-il des manques en termes de pressions à prendre en compte ?

Liens entre les pressions et les impacts sur la biodiversité

- Quels sont les modèles mobilisés dans l'outil afin de lier pressions et impacts sur la biodiversité ?
- Quelles sont les métriques de biodiversité utilisées dans le modèle ?
- Quels sont les avantages du ou des modèles (en différenciant par modèle) ?
- Quelles sont les limites du ou des modèles (en différenciant par modèle) ?
- Quelles sont les données utilisées dans les modèles (données de modélisation, données d'observation mutualisées dans une base de données, données d'observation collectées de façon *ad hoc* etc.) (en différenciant par modèle) ? Quelles sont leurs avantages et limites (qualité, disponiblité…) ?
- Quelles sont les métriques de biodiversité utilisées dans l'outil ?
- Si elles sont différentes de celles du modèle : quel est l'intérêt / l'utilité de cette différence ?
- Quelles sont les données utilisées dans l'outil (données de modélisation, données d'observation mutualisées dans une base données, données d'observation collectées de façon *ad hoc* etc.) ? Quelles sont leurs avantages et limites (qualité, disponiblité…) ?
- Précision de l'outil : la relation entre pressions et impacts est-elle significative ? La marge d'erreur / d'incertitude liée à cette relation est-elle faible ? Si non, quels sont les biais et comment peuvent-ils être dépassés ?
- Sensibilité de l'outil : la relation entre pressions et impacts est-elle sensible ? L'outil permet-il de faire la différence (impacts) entre des situations (pressions) qui sont différentes ? Si non, quels sont les biais et comment peuvent-ils être dépassés ?
- L'outil permet-il de détecter des changements précoces de biodiversté (type « *early warning signals* ») ?

- L'outil permet-il de détecter des changements inhabituels, voire des points d'inflexion lors de changements non linéaires ?
- Fiabilité de l'outil : la détermination de la relation entre pressions et impacts est-elle fiable ? La détermination de cette relation est-elle reproductible ? Si non, quels sont les biais et comment peuvent-ils être dépassés ?

Biodiversité prise en compte et pertinence de l'indicateur

- À quels périmètres spatials l'outil s'intéresse-t-il pour évaluer les pressions et les impacts sur la biodiversité ? Quels en sont les intérêts et les limites ?
- À quels périmètres temporels l'outil s'intéresse-t-il pour évaluer les pressions et les impacts sur la biodiversité ? Quels en sont les intérêts et les limites ?
- Quels sont les niveaux d'organisation de la biodiversité pris en compte dans l'outil : Génétique, Individu, Espèce, Population, Communauté, Habitat, Écosystème, Paysage, Autre ? Quels en sont les intérêts et les limites ?
- Lors de la prise en compte d'espèces pour le calcul de l'indicateur, s'agit-il d'espèces en particulier : espèces cibles, espèces bioindicatrices, vulnérables, patrimoniales, etc. ? Ou d'agrégations d'espèces ?
- Quelles sont les dimensions de la biodiversité prises en compte dans l'outil : Composition, Structure, Fonction, Évolution, Autre ? Quels en sont les intérêts et les limites ?
- L'indicateur est-il représentatif de tous les impacts sur la biodiversité occasionner par les activités prises en compte ?
- La méthode associée à l'outil préconise-t-elle de répéter le calcul ? Si oui, à quelle fréquence ? Si non, quelle fréquence serait pertinente ?
- Pertinence de l'outil : l'outil est-il pertinent pour rendre compte d'impacts d'activités sur la biodiversité ?
- Quels sont les avantages de l'indicateur pour rendre compte d'impacts sur la biodiversité ?
- Quelles sont les limites de l'indicateur pour rendre compte d'impacts sur la biodiversité ?
- Un ou plusieurs autres outils ou indicateurs pourraient-ils compléter celui-ci ou être plus pertinents (en différenciant outils et indicateurs) (ex. ensemble de bioindicateurs, *Ecological Damage Potential* (EDP) *Indicator*, *Functional Diversity Index,* etc.) ?

Méthodologie de l'outil et calcul de l'indicateur

- Quelles sont les grandes étapes de calcul de l'indicateur ?
- Le calcul de l'indicateur est-il clair, rigoureux, transparent ?
- Quels sont les avantages de la construction de l'outil pour le calcul de l'indicateur ?
- Y a-t-il des biais possibles, des limites, des incertitudes liées au calcul ? Le cas échéant, comment les limiter ?
- Le calcul de l'indicateur permet-il des changements d'échelles spatiale et/ou temporelle ? Le cas échéant, se base-t-il sur les mêmes données ? Le cas échéant, précision, sensibilité et fiabilité sont-elles affectées ?

Utilisation de l'outil et interprétation de l'indicateur

- Quels sont les niveaux du cadre *Pressure-State-Response* pris en compte par les modèles ?
- L'outil permet-il d'ajouter un ou des niveaux supplémentaires ?
- Quels sont les domaines d'application de l'utilisation de l'outil en termes de connaissance des impacts (actuels ou potentiels) et de types de décision (financières et/ou d'investissement, sur un projet et ou de production, sur la localisation du site) ?
- En vue du coût de la mise en place de l'outil et de sa performance par rapport à la biodiversité, quelle est la rentabilité de l'outil ?
- Existe-t-il une valeur cible ou un objectif à atteindre pour cet indicateur ?
- L'indicateur permet-il des comparaisons entre entités (sites, entreprises, collectivités, pays…) à des zones géographiques et/ou à des moments (suivi temporel) différents ?
- L'outil pourrait-il être utilisé dans un cadre public, et, le échéant, lesquels (bâtiment public, collectivité, état…) ?
- L'outil transmet un message clair et facilement interprétable par les non-experts ?
- L'outil peut servir pour transmettre des messages (sur la performance au niveau d'impact sur la biodiversité) au grand public ?
- L'outil et l'indicateur peuvent-ils s'insérer dans des cadres internationaux en faveur de la biodiversité (Ipbes, CBD, ODD etc.) ?

Pistes d'améliorations

- Quels pourraient-être les développements souhaitables de cet outil (conception statistique, mobilisation d'autres données acquises ou à acquérir, déclinaison territoriale…) ?

Annexe 3. Liste de quelques indicateurs et d'autres informations à valeur indicatrices, présentes dans l'évaluation mondiale de la biodiversité et des écosystèmes publiée par l'Ipbes en 2019.

Indicateurs et autres informations	Informations et données présentes dans le rapport	Pages du rapport
Empreinte écologique (*Ecological footprint*)	La demande de l'humanité dépasse la biocapacité de la planète depuis plus de 40 ans, et le calcul de l'empreinte écologique montre qu'il faudrait 1,6 Terre pour répondre aux demandes annuelles de l'humanité envers la nature.	1035
Production primaire nette restant dans les écosystèmes terrestres après appropriation par l'homme (*Net primary production remaining in terrestrial ecosystems after human appropriation*)	La production primaire nette restant dans les écosystèmes terrestres après appropriation par l'homme est maintenant d'environ 86% de son niveau de référence naturel inféré et de seulement 64% en Asie.	369
Biomasse végétale (*Vegetation biomass*)	La biomasse végétale est réduite, par le changement d'affectation des terres et l'intensification, à moins de 50 % du niveau attendu s'il n'y avait pas d'utilisation humaine des terres – avec une tendance à la hausse depuis 1970, sous l'effet de la fertilisation, du changement climatique et de la re-végétation après un précédent changement d'usage des terres.	366
Indice de biodiversité de l'habitat (*Biodiversity habitat index*)	L'indice de biodiversité de l'habitat estime l'intégrité actuelle de l'habitat terrestre, pour la biodiversité indigène, à 70 % de son niveau d'origine.	365
Indice d'intégrité de la biodiversité (*Biodiversity Intactness Index*)	L'indice d'intégrité de la biodiversité n'est que de 79 % en moyenne, dans les écosystèmes terrestres, la plupart des biomes étant inférieurs à 90 %.	372
Paysages forestiers intacts (*Intact forest landscapes*)	Les paysages forestiers intacts continuent de décliner rapidement dans les pays riches et pauvres, et en particulier dans les pays néotropicaux, en raison de l'exploitation forestière industrielle, de l'expansion agricole, des incendies et de l'exploitation minière (perte de 7% entre 2000 et 2013).	365
Couverture forestière (*Tree cover*)	La couverture forestière est estimée à seulement 54,2 % de la superficie à l'aube de la civilisation humaine. Le couvert forestier mondial a augmenté, de 2,6 % par décennie entre 1982 et 2016, mais il continue à diminuer dans les tropiques et environ 15,3 milliards d'arbres sont encore perdus chaque année, en raison de la déforestation, de la gestion des forêts, des perturbations et des changements d'affectation des terres.	366
Étendue des forêts (*Extent of forests*)	L'étendue des forêts représente 68,1 % de leur étendue préindustrielle (soit 460 millions d'hectares de moins que la limite de sécurité proposée). L'étendue des forêts a diminué nettement plus lentement en 2005-2015 qu'en 1990-2005.	366

Indice de tendance de l'étendue des zones humides (*Wetland Extent Trend Index*)	L'indice de tendance de l'étendue des zones humides diminue rapidement (Dixon *et al.* 2016) et jusqu'à 87 % des zones humides naturelles présentes en 1700 étaient perdues en 2000.	365
[Surfaces] de terres ni cultivées ni urbanisées (*Land neither cultivated nor urban*)	Les [surfaces] de terres ni cultivées ni urbanisées n'ont diminué lentement que depuis 1992. Des diminutions [de surfaces] beaucoup plus rapides sont observées dans certains écosystèmes (prairies tempérées, -2,5 % ; forêts tropicales et subtropicales, -1,3 %). Certaines régions ont également connu une évolution particulièrement rapide de leur couverture terrestre : entre 2001 et 2012, l'Arctique a connu une augmentation de 52 % de l'étendue des forêts, de 19 % des zones humides et une diminution de 91 % des terres stériles.	365
Diversité génétique au sein d'une population (*Genetic diversity within-population*)	La diversité génétique au niveau des populations a diminué au rythme d'environ 1 % par décennie depuis le milieu du XIX^{e} siècle. Certaines études montrent que les populations insulaires ont eu tendance à perdre plus de diversité génétique que les populations continentales, les populations dont l'habitat a été fragmenté par un changement d'utilisation des terres ont environ 17 % de diversité génétique en moins que les populations non perturbées [...]. Cette tendance vaut aussi pour les espèces domestiquées avec des races animales éteintes ou menacées d'extinction.	387
Diversité génétique entre les espèces / diversité phylogénétique (*Genetic diversity among species / phylogenetic diversity*)	Certains exemples montrent que les communautés végétales de sites plus perturbés ont une diversité génétique plus faible que celle de sites moins perturbés ; les communautés d'oiseaux vivant sur des terres agricoles intensives ont 900 millions d'années de moins de diversité génétique que celles des forêts naturelles, et 600 millions d'années de moins que celles des terres agricoles diversifiées [...].	388
Intégrité et richesse fonctionnelles (*Functional intactness and richness*)	L'intégrité et la richesse fonctionnelles diminuent en raison de la captation de la productivité primaire et du changement climatique.	373 – 374 / 386
Nombre cumulé d'espèces exotiques envahissantes (*Cumulative number of alien species*)	Le nombre cumulé d'espèces exotiques augmente de 13 % par décennie – avec 37 % de tous les cas signalés remontant à 1970.	373
Indice de la Liste Rouge (*Red List Index*)	L'indice de la Liste Rouge n'est maintenant plus qu'à 75 % de la valeur qu'il aurait sans les impacts humains, avec des variations selon les groupes taxonomiques. Les régions présentant la plus grande détérioration comprennent une grande partie de l'Asie du Sud-Est et de l'Amérique centrale. 40 % des espèces d'insectes sont menacées à l'échelle nationale, ainsi que 41,49 % des amphibiens, 38,7 % des mammifères marins, et 40,55 % des gymnospermes.	376 - 377

Proportion de la biomasse halieutique (*proportion of global fish biomass*)	La proportion de la biomasse halieutique mondiale a été divisée par 10 environ depuis 1880.	386
Stocks de poissons à des niveaux biologiquement viables (*fish stocks within biologically sustainable levels*)	Les stocks de poissons à des niveaux biologiquement viables ont diminué de 6 % par décennie – pour atteindre moins de 70 %.	380
Biomasse des poissons prédateurs (*Predatory fish biomass*)	La biomasse des poissons prédateurs a diminué de 14 % par décennie.	380
Biomasse des poissons proies (*Biomass of prey fish*)	La biomasse des poissons proies a augmenté de 10% par décennie - seul indicateur à montrer une augmentation - probablement parce que la pêche a éliminé les poissons prédateurs	380
Taille des aires de répartition des mammifères (*Mammalian range size*)	La taille des aires de répartition des mammifères a été réduite à une moyenne de 83% des aires de répartition originelles inférées.	380
Taille des aires de répartition de la mégafaune (*Megafaunal range size*)	La taille des aires de répartition des espèces de mégafaune (supérieures à 44,5 kg) ne représente plus que 28 % de la ligne de base naturelle, les aires de répartition des grands mammifères ayant décliné particulièrement rapidement en Asie du Sud et du Sud-Est.	380
Tendances des invertébrés (*Invertebrate trends*)	Les tendances des invertébrés n'ont pas encore été synthétisées au niveau mondial, en raison du manque de données tropicales. Une analyse de type « indice planète vivante » des données principalement européennes et nord-américaines fait état d'un déclin de -11% par décennie.	380
Biomasse des espèces domestiquées (*Domesticated species biomass*)	Les biomasses des espèces domestiquées, cultivées et des espèces bien adaptées aux biomes anthropiques ont toutes augmenté en abondance. Le bétail représente maintenant plus de 90% de la biomasse de la mégafaune terrestre.	380
Séquetration terrestre du carbone (*Terrestrial carbon sequestration*)	La séquestration terrestre du carbone a récemment augmenté de 25 % par décennie.	369
% d'impact des facteurs directs sur la biodiversité (*% impact of direct drivers on biodiversity*)	Le changement d'utilisation des terres/mers est le plus important facteur anthropique direct de changement de l'état global de la nature, avec un impact relatif de 30 %, suivi par l'exploitation directe (23 %), le changement climatique (14 %), la pollution (14 %) et les espèces exotiques envahissantes (11 %). Les pressions qui ne sont alignées sur aucun de ces cinq principaux facteurs (par exemple, les incendies, les perturbations humaines, les activités de loisirs et le tourisme) représentent les 9 % restants [...].	Divers

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 CLASSEMENT PAR ORDRE D'IMPORTANCE, DE MESURES POUR INCITER À L'UTILISATION D'UN INDICATEUR DE MESURE D'IMPACT DES ACTIVITÉS SUR LA BIODIVERSITÉ,
Tableau 2 VARIABLES ESSENTIELLES DE BIODIVERSITÉ CLASSÉES PAR NIVEAUX D'ORGANISATION
Tableau 3 SYNTHÈSES DES RECOMMANDATIONS ET PUBLICS CIBLES

LISTE DES FIGURES

Figure 1 CONNAISSANCE ET UTILISATION D'INDICATEURS D'IMPACT SUR LA BIODIVERSITÉ
Figure 2 LES RAISONS D'UTILISATION D'UN INDICATEUR D'IMPACT SUR LA BIODIVERSITÉ
Figure 3 LES CARACTÉRISTIQUES D'UN INDICATEUR D'IMPACT SUR LA BIODIVERSITÉ, DANS L'IDÉAL
Figure 4 CADRE PRESSIONS – ÉTAT – RÉPONSES
Figure 5 CADRE ANALYSE DU CYCLE DE VIE
Figure 6 APERÇU DES CATÉGORIES AUX IMPACTS INTERMÉDIAIRES DANS LE CADRE DE LA MÉTHODOLOGIE RECIPE2016 ET LEUR TRANSCRIPTION EN DOMMAGES SUR L'ENVIRONNEMENT
Figure 7 COMPOSITION, STRUCTURE ET FONCTION DE LA BIODIVERSITÉ, PRÉSENTÉE COMME DES SPHÈRES INTERCONNECTÉES, ENGLOBANT PLUSIEURS NIVEAUX D'ORGANISATION
Figure 8 COMPLÉMENTARITÉ ENTRE LE CADRE PER ET LE CADRE ACV
Figure 9 CADRE CONCEPTUEL ANALYTIQUE DE L' IPBES
Figure 10 CADRE CONCEPTUEL ET INDICATEURS DE BASE D'APRÈS IPBES CORE INDICATORS

BIBLIOGRAPHIE

Addison P., Carbone G., McCormick N. (2018). The development and use of biodiversity indicators in business. Consulté à l'adresse https://portals.iucn.org/library/node/47919

Ademe. (2016). Base Carbone, Documentation des facteurs d'émissions de la Base Carbone, version 11.5.0.

Ademe. (s. d.). Ademe – Site Bilans GES. Consulté à l'adresse https://www.bilans-ges.ademe.fr/fr/accueil/contenu/index/page/principes/siGras/0

Åkerman M. (2003). What Does 'Natural Capital' Do ? The Role of Metaphor in Economic Understanding of the Environment. *Environmental Values* 12, (4), 431 448.

Alkemade R., van Oorschot M., Miles L., Nellemann C., Bakkenes M., ten Brink B. (2009). GLOBIO3 : A Framework to Investigate Options for Reducing Global Terrestrial Biodiversity Loss. *Ecosystems*, 12(3), 374 390. https://doi.org/10.1007/s10021-009-9229-5

ASN Bank. (2019). Net positive effect on biodiversity in 2030. Consulté à l'adresse https://www.asnbank.nl/over-asn-bank/duurzaamheid/biodiversiteit/biodiversity-in-2030.html

Asselin A., Rabaud S., Catalan C., Leveque, B., L'Haridon J., Martz P., Neveux G. (2020). Product Biodiversity Footprint – A novel approach to compare the impact of products on biodiversity combining Life Cycle Assessment and Ecology. *Journal of Cleaner Production*, 248, 119262. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119262

Berger J., Goedkoop, M.J., Broer W, Nozeman R, Grosscurt C.D., Bertram M., Cachia F. (2018). Common ground in biodiversity footprint methodologies for the financial sector. Consulté à l'adresse https://www.researchgate.net/publication/329321985_Common_ground_in_biodiversity_footprint_methodologies_for_the_financial_sector

Bjørn A., Owsianiak M., Molin C., Hauschild M. Z. (2017). LCA History. In M. Z. Hauschild, R. K. Rosenbaum, & S. I. Olsen (Éds.), Life Cycle Assessment : Theory and Practice (p. 17 30). Cham: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-56475-3_3

Borucke M., Moore D., Cranston G., Gracey K., Iha K., Larson J., … Galli A. (2013). Accounting for demand and supply of the biosphere's regenerative capacity : The National Footprint Accounts' underlying methodology and framework. *Ecological Indicators*, 24, 518 533. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.08.005

Bowler D. E., Bjorkman A. D., Dornelas M., Myers-Smith I. H., Navarro L. M., Niamir A., … Bates A. E. (2020). Mapping human pressures on biodiversity across the planet uncovers anthropogenic threat complexes. *People and Nature*, 2(2), 380 394. https://doi.org/10.1002/pan3.10071

Cambridge Institute for Sustainability Leadership. (2020). Measuring business impacts on nature : A framework to support better stewardship of biodiversity in global supply chains. Cambridge, UK: University of Cambridge Institute for Sustainability Leadership. Consulté à l'adresse https://www.cisl.cam.ac.uk/resources/natural-resource-security-publications/measuring-business-impacts-on-nature

Casetta E., Marques da Silva J., Vecchi D. (Éds.). (2019). From Assessing to Conserving Biodiversity : Conceptual and Practical Challenges. Cham: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-10991-2

CDC Biodiversité. (2015). Entreprises et biodiversité : Quels outils pour quelles décisions ? Analyse comparative et guide opérationnel pour l'action [Les Cahiers de BIODIV'2050 : Club B4B +]. Mission Economie de la Biodiversité. Consulté à l'adresse Mission Economie de la Biodiversité website: http://www.mission-economie-biodiversite.com/publication/entreprises-et-biodiversite-quels-outils-pour-quelles-decisions

CDC Biodiversité. (2017). Vers une évaluation de l'empreinte biodiversité des entreprises : Le Global Biodiversity Score (Les Cahiers de BIODIV'2050 N° 11). Mission Economie de la Biodiversité. Consulté à l'adresse Mission Economie de la Biodiversité website: https://www.mission-economie-biodiversite.com/publication/vers-une-evaluation-de-lempreinte-biodiversite-des-entreprises-le-global-biodiversity-score

CDC Biodiversité. (2019a). Global Biodiversity Score : A tool to establish and measure corporate and financial commitments for biodiversity : 2018 technical update (BIODIV'2050 Outlook : Club B4B + N° 14; p. 68). Mission Economie de la Biodiversité. Consulté à l'adresse Mission Economie de la Biodiversité website: http://www.mission-economie-biodiversite.com/event/le-global-biodiversity-score-un-outil-devaluation-de-lempreinte-biodiversite-des-entreprises-et-institutions-financieres-presentation-en-francais-2

CDC Biodiversité. (2019b). Introduction au Global Biodiversity Score – un outil de mesure d'impact biodiversité des entreprises et portefeuilles d'actifs. Présenté à Pré-

sentation du GBS, CDC Biodiversité. Consulté à l'adresse https://www.mission-economie-biodiversite.com/actualites/presentation-du-global-biodiversity-score-fonctionnement-application-et-socle-commun

CDC Biodiversité. (2019c). Introduction to the GBS – a tool to assess the biodiversity footprint of businesses and financial assets. Présenté à Side event IPBES.

Chaudhary A., Verones F., de Baan L., Hellweg S. (2015). Quantifying Land Use Impacts on Biodiversity : Combining Species–Area Models and Vulnerability Indicators. Environmental Science & Technology, 49(16), 9987 9995. https://doi.org/10.1021/acs.est.5b02507

Connell J. H. (1978). Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. 199, *Science*, 1302 1310.

Core initiative on Biodiversity, & One Planet Program on Sustainable Food Systems. (2018). Technical report on existing methodologies & tools for biodiversity metrics. Consulté à l'adresse One Planet Network website: https://www.oneplanetnetwork.org/resource/technical-report-existing-methodologies-tools-biodiversity-metrics

CREM, & PRé Consultants. (2016). Towards ASN Bank's Biodiversity footprint : A pilot project. 74.

de Baan L., Alkemade R., Koellner T. (2013). Land use impacts on biodiversity in LCA : A global approach. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(6), 1216 1230. https://doi.org/10.1007/s11367-012-0412-0

de Buffon G. L. L. (1749). *Histoire naturelle, Premier discours : De la maniere d'étudier et de traiter l'histoire naturelle*. Paris.

de Souza D. M., Flynn D. F. B., DeClerck F., Rosenbaum R. K., de Melo Lisboa H., Koellner T. (2013). Land use impacts on biodiversity in LCA : Proposal of characterization factors based on functional diversity. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(6), 1231 1242. https://doi.org/10.1007/s11367-013-0578-0

Di Fonzo M., Cranston G. (2017). Healthy ecosystem metric framework – Cambridge Institute for Sustainability Leadership [File]. Consulté à l'adresse https://www.cisl.cam.ac.uk/resources/publication-pdfs/healthy-ecosystem-metric-framework.pdf/view

Dinerstein E., Olson D., Joshi A., Vynne C., Burgess N., Wikramanayake E., … Saleem M. (2017). An Ecoregion-Based Approach to Protecting Half the Terrestrial Realm. *BioScience*, 1, 1 12. https://doi.org/10.1093/biosci/bix014

Entreprises pour l'environnement. (2013). Mesurer et piloter la biodiversité. Consulté à l'adresse EpE | Entreprises pour l'Environnement website: http://www.epe-asso.org/mesurer-et-piloter-la-biodiversite-2013/

Entreprises pour l'environnement. (2016, décembre 2). Entreprises et biodiversité – Gérer les impacts sur la Chaîne de valeur. Consulté à l'adresse EpE | Entreprises pour l'Environnement website: http://www.epe-asso.org/entreprises-et-biodiversite-gerer-les-impacts-sur-la-chaine-de-valeur-novembre-2016/

European Environment Agency. (1999). Environmental indicators : Typology and overview [Publication]. Consulté à l'adresse European Environment Agency website: https://www.eea.europa.eu/publications/TEC25

European Environment Agency. (2002). An inventory of biodiversity indicators in Europe [Publication]. Consulté à l'adresse European Environment Agency website: https://www.eea.europa.eu/publications/technical_report_2004_92

European Environment Agency. (2005). European Environment Agency core set of indicators : Guide. (EEA Technical Report N° 1). Consulté à l'adresse http://bookshop.europa.eu/uri?target=EUB:NOTICE:TH6605119:EN:HTML

European Environment Agency. (2014). Digest of EEA indicators [Publication]. Consulté à l'adresse European Environment Agency website: https://www.eea.europa.eu/publications/digest-of-eea-indicators-2014

France Diplomatie. (2005). Liste des accords multilatéraux dans le domaine de l'environnement.

Franco J. L. de A. (2013). O conceito de biodiversidade e a história da biologia da conservação : Da preservação da wilderness à conservação da biodiversidade. História (São Paulo), 32(2), 21 48. https://doi.org/10.1590/S0101-90742013000200003

GEO BON. (2015). Global Biodiversity Change Indicators. Version 1.2. Group on Earth Observations Biodiversity Observation Network Secretariat. 20. https://doi.org/10.978.39817938/19

Global Footprint Network. (2018). 2018 National Footprint Accounts Guidebook. Consulté à l'adresse https://www.footprintnetwork.org/resources/data/2018-national-footprint-accounts-guidebook/

Goedkoop M., Grosscurt C., Catchia F. (2019). *Common ground in biodiversity footprint methodologies for the financial sector.* https://doi.org/10.13140/RG.2.2.19906.43202

Goedkoop M., Heijungs R., Huijbregts M., Schryver A., Struijs J., Zelm R. (2013). ReCiPE 2008 : A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. 133.
Grigg A. (2018). Biodiversity indicators for extractives – A draft methofology. Présenté à UN Environment Wolrd Conservation Centre. UN Environment Wolrd Conservation Centre.

Neveux G., Rabaud S. (I Care & Consult), Asselin A., (Sayari), Attwood S., Remans R. (Bioversity International), Bos G. & Duramy J. (UICN), Bowers K. & Llorenc M. (i Canals), (UN Environment), Cranston G., Walsh L. (CISL), Hammerl M. &, Hörmann S. (GNF & Lake Constance Foundation), Hellweg S. (ETH, & Zurich), Schenker U. (Nestlé). (2018). Biodiversity Assessment Initiatives – Guide for decision makers.

Harfoot M. B. J., Newbold T., Tittensor D. P., Emmott S., Hutton J., Lyutsarev V., … Purves D. W. (2014). Emergent Global Patterns of Ecosystem Structure and Function from a Mechanistic General Ecosystem Model. PLoS Biology, 12(4), e1001841. https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001841

Hawkins F., Beatty C. (2019). Biodiversity Return on Investment Metric : Assessment of potential reduction in likelihood of species extinctions for El Salvador Coffee Farms (p. 28) [Final Report]. IUCN, Washington DC, US.

Hawkins F., Beatty C., Tognelli M. (2018a). Assessment of potential reduction in likelihood of species extinctions for Bukit Tigapuluh Sustainable Landscape and Livelihoods Project (p. 27) [Final Report]. IUCN, Washington DC, US.

Hawkins F., Beatty C., & Tognelli M. (2018b). Biodiversity Return on Investment Metric : Assessment of potential reduction in likelihood of species extinctions for Bukit Tigapuluh Sustainable Landscape and Livelihoods Project (p. 27). IUCN, Washington DC, US.

Hayward M. W., Boitani L., Burrows N. D., Funston P. J., Karanth K. U., MacKenzie D. I., … Yarnell R. W. (2015). FORUM : Ecologists need robust survey designs, sampling and analytical methods. *Journal of Applied Ecology*, 52(2), 286 290. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12408

Herkt K. M. B., Skidmore A. K., Fahr J. (2017). Macroecological conclusions based on IUCN expert maps : A call for caution: Herkt *et al., Global Ecology and Biogeography*, 26(8), 930 941. https://doi.org/10.1111/geb.12601

Hines J., Ebeling A., Barnes A. D., Brose U., Scherber C., Scheu S., … Eisenhauer N. (2019). Mapping change in biodiversity and ecosystem function research : Food webs foster integration of experiments and science policy. In Advances in Ecological Research (Vol. 61, p. 297 322). Elsevier. https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2019.06.008

Hoekstra A. Y., Wiedmann T. O. (2014). Humanity's unsustainable environmental footprint. Science, 344(6188), 1114 1117. https://doi.org/10.1126/science.1248365

Houdet J., Bellini B., Barra M. (2014). La biodiversité comme enjeu stratégique pour l'entreprise L'indicateur d'interdépendance de l'entreprise à la biodiversité. 8.

Huijbregts M. A. J., Steinmann Z. J. N., Elshout P. M. F., Stam G., Verones F., Vieira M., … van Zelm R. (2017). ReCiPe2016 : A harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 22(2), 138 147. https://doi.org/10.1007/s11367-016-1246-y

I-Care & Consult, Sayari. (2017). Product Biodiversity Footprint. Poster and presentation for the 10. Ökobilanzplattform, Land use in LCA by Niels Jungbluth. Consulté à l'adresse http://esu-services.ch/publications/food/

I-Care & Consult, Sayari. (2018). Product Biodiversity Footprint. Journée [avniR] 2018. Présenté à avniR Conference, 8th edition. Consulté à l'adresse https://congres.avnir.org/edition-2018/

I-Care & Consult, Sayari. (2019). Product Biodiversity Footprint, Commission Biodiversité EPE. Consulté à l'adresse http://www.epe-asso.org/190110-cdc-biodiversite-i-care-consult-echanges-snb/

IFC. (2012). *Norme de performance 6 – Conservation de la biodiversité et gestion durable des ressources naturelles vivantes.* Consulté à l'adresse https://www.ifc.org/wps/wcm/connect/2d981909-33cd-4700-9035-f8f983ee241f/PS6_French_2012.pdf?MOD=AJPERES&CVID=k0GPLoB#:~:text=La%20Norme%20de%20performance%206,capitale%20pour%20le%20d%C3%A9veloppement%20durable.

IFC – 2012 – Norme de performance 6 Conservation de la biodiver.pdf. (s. d.). Consulté à l'adresse https://www.ifc.org/wps/wcm/connect/2d981909-33cd-4700-9035-f8f983ee241f/PS6_French_2012pdf?MOD=AJPERES&CVID=k0GPLoB

Ipbes. (2013). Décision IPBES-2/4 – Cadre conceptuel de la plateforme intergouvernementale de politique scientifique sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES-2/4). Consulté à l'adresse https://ipbes.net/documents-by-category/Decisions

Ipbes. (2016). The methodological assessment report on scenarios and models of biodiversity and ecosystem services | IPBES. Consulté à l'adresse https://ipbes.net/

document-library-catalogue/methodological-assessment-report-scenarios-models-biodiversity-ecosystem

IUCN. (2012). CMP Unified Classification of Direct Threats. Consulté à l'adresse IUCN Red List of Threatened Species website: https://www.iucnredlist.org/en

IUCN. (2016a). An Introduction to the IUCN Red List of Ecosystems. IUCN International Union for Conservation of Nature. https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2016.RLE.2.en

IUCN. (2016b, janvier 29). Biodiversity management in the cement and aggregates sector : Biodiversity Indicator and Reporting System (BIRS). Consulté à l'adresse IUCN website: https://www.iucn.org/content/biodiversity-management-cement-and-aggregates-sector-biodiversity-indicator-and-reporting-system-birs

IUCN. (2017, novembre 23). Species Threat Abatement and Recovery (STAR) Metric. Consulté à l'adresse IUCN website: https://www.iucn.org/regions/washington-dc-office/our-work/species-threat-abatement-and-recovery-star-metric

IUCN. (2018). Guide pratique pour la réalisation de Listes rouges régionales des espèces menacées – Méthodologie de l'UICN & démarche d'élaboration. Consulté à l'adresse https://uicn.fr/wp-content/uploads/2018/04/guide-pratique-listes-rouges-regionales-especes-menacees.pdf

IUCN *et al.* (2019a). Biodiversity Return on Investment Metric. Consulté à l'adresse https://ec.europa.eu/environment/biodiversity/business/assets/pdf/BRIM%20intro%20short.pdf

IUCN *et al.* (2019b). Species Threat Abatement and Recovery (STAR) Metric Overview.

Janse J.H., Kuiper J.J., Weijters M.J., Westerbeek E.P., Jeuken M.H.J.L., Bakkenes M., … Verhoeven J.T.A. (2015). GLOBIO-Aquatic, a global model of human impact on the biodiversity of inland aquatic ecosystems. *Environmental Science & Policy*, 48, 99 114. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2014.12.007

Weber Jean-Louis. (2014). Comptes écosystémiques du capital naturel : Une trousse de démarrage rapide, Cahier technique nº 77, Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, Montréal, 288 pages.

Jeanmougin M., Plattner G., Porcher E., Julliard R., Touroult J., Poncet L. (2014). Synthèse bibliographique des changements d'échelles cartographiques et des relations écologiques entre les espèces et leurs habitats : 83. SPN-CESCO-MNHN, MEDDE, Paris.

Jetz W., McGeoch M. A., Guralnick R., Ferrier S., Beck J., Costello M.J., … Turak E. (2019). Essential biodiversity variables for mapping and monitoring species populations. *Nature Ecology & Evolution*, 3(4), 539 551. https://doi.org/10.1038/s41559-019-0826-1

Karousakis Katia. (2018). Evaluating the effectiveness of policy instruments for biodiversity : Impact evaluation, cost-effectiveness analysis and other approaches. Consulté à l'adresse https://www.oecd-ilibrary.org/environment/evaluating-the-effectiveness-of-policy-instruments-for-biodiversity_ff87fd8d-en

Koellner T., Scholz R.W. (2008). Assessment of land use impacts on the natural environment : Part 2: Generic characterization factors for local species diversity in Central Europe. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(1), 32 48. https://doi.org/10.1065/lca2006.12.292.2

Lammerant J., Mueller E.L., Kisielewicz J. (2018). Critical assessment of biodiversity accounting approaches for businesses. Discussion paper for EU Business & Biodiversity (B@B) Platform. 76.

Légifrance. LOI nº 2015-992 du 17 août 2015 relative à la transition énergétique pour la croissance verte (1). , 2015-992 § (2015).

Levrel H., Kerbiriou C., Couvet D., Weber J. (2009). OECD pressure–state–response indicators for managing biodiversity : A realistic perspective for a French biosphere reserve. Biodiversity and Conservation, 18(7), 1719 1732. https://doi.org/10.1007/s10531-008-9507-0

Loiseau E., Junqua G., Roux P., Maurel P., Bellon-Maurel V. (2012). Évaluation environnementale de territoires : Apports, limites et adaptation du cadre méthodologique de l'Analyse du Cycle de Vie. 9.

Mace G.M., Collar N.J., Gaston K.J., Hilton-Taylor C., Akçakaya H.R., Leader-Williams N., … Stuart S.N. (2008). Quantification of Extinction Risk : IUCN's System for Classifying Threatened Species. Conservation Biology, 22(6), 14241442.https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01044.x

Martin J. (2015). Synthèse bibliographique des changements d'échelles cartographiques et des relations écologiques entre les espèces et leurs habitats. 84.

McGeoch M.A. (2007). Insects and bioindication : Theory and progress. In A. J. A. Stewart, T. R. New, & O. T. Lewis (Éds.), Insect conservation biology (p. 144 174). Wallingford: CABI. https://doi.org/10.1079/9781845932541.0144

McGill B. J., Dornelas M., Gotelli N. J., Magurran A. E. (2015). Fifteen forms of biodiversity trend in the Anthropocene. Trends in Ecology & Evolution, 30(2), 104 113. https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.11.006

Meadows D. H., Meadows D. I., Randers J., William W. Behrens III. (1972). The Limits to Growth. 9.

Merciai S., Schmidt J. (2018). Methodology for the Construction of Global Multi-Regional Hybrid Supply and Use Tables for the EXIOBASE v3 Database : Methodology of MR-HSUTs for the EXIOBASE Database. *Journal of Industrial Ecology*, 22(3), 516 531. https://doi.org/10.1111/jiec.12713

Ministère de la transition écologique et solidaire. (2018). Plan biodiversité | Ministère de la Transition écologique et solidaire. Consulté à l'adresse https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/plan-biodiversite

Mission Economie de la Biodiversité, & Les Cahiers de Biodiv'2050 : Club B4B+. (2019). Le Global Biodiversity Score : Un outil pour construire, mesurer et accompagner les engagements des entreprises et des institutions financières en faveur de la biodiversité | Mission Économie de la Biodiversité. Consulté à l'adresse http://www.mission-economie-biodiversite.com/publication/gbs-update-2018

Mueller E.L. (2018). Critical Assessment of Biodiversity Accounting Approaches for Businesses and Financial Institutions : Update report 1, EU Business and Biodiversity (B@B) Platform. 76.

Nations Unies. (1992). Convention sur la diversité biologique. Disponible sur internet: http://www. cbd. int/doc/legal/cbd-fr. pdf.

Natural Capital Impact Group, & University of Cambridge Institute for Sustainability Leadership (CISL). (2018). Healthy Ecosystem Metric. Consulté à l'adresse https://ec.europa.eu/environment/biodiversity/business/tools-and-resources/index_en.htm

Newbold T., Hudson L.N., Hill S.L.L., Contu S., Lysenko I., Senior R.A., … Purvis A. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520(7545), 45 50. https://doi.org/10.1038/nature14324

Noss R.F. (1990). Indicators for Monitoring Biodiversity : A Hierarchical Approach. *Conservation Biology*, 4(4), 355 364. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1990.tb00309.x

OECD. (1993). Corps central d'indicateurs de l'OCDE pour les examents des performances environnementales, Rapport de synthèse du Groupe sur l'État de l'Environnement. Monographies sur l'environnement Nº 83. Consulté à l'adresse http://www.oecd.org/officialdocuments/publicdisplaydocumentpdf/?cote=OCDE/GD(93)179&docLanguage=Fr

OECD. (2018). Biodiversity Finance and the Economic and Business Case for Action – Tracking Economic Instruments and Finance for Biodiversity. Consulté à l'adresse http://www.oecd.org/environment/resources/biodiversity/biodiversity-finance-and-the-economic-and-business-case-for-action.htm

OECD. (2019, mai 20). Rapport OCDE – Financer la biodiversité, agir pour l'économie et les entreprises. Consulté à l'adresse Agence Régionale de la Biodiversité Nouvelle-Aquitaine website: http://www.biodiversite-nouvelle-aquitaine.fr/rapport-ocde-financer-la-biodiversite-agir-pour-leconomie-et-les-entreprises/

Organisation internationale de normalisation. (2006). ISO 14040:2006(fr), Management environnemental – Analyse du cycle de vie – Principes et cadre. Consulté à l'adresse https://www.iso.org/obp/ui/#iso:std:iso:14040:ed-2:v1:fr

Paine R.T. (1966). Food Web Complexity and Species Diversity. *The American Naturalist*, 100 (910), 65 75.

Pearce D.W., Markandya A., Barbier E.B., Barbier E. (1989). Blueprint for a Green Economy. Earthscan.

Pelletier D., Wantiez L., Reecht Y., Bissery C., Mouillot, D., Charbonnel E., … Preuss B. (2011). Métriques biodiversité et ressources. 46.

Pereira H.M., Ferrier S., Walters M., Geller G.N., Jongman R.H.G., Scholes R.J., … Wegmann M. (2013). Essential Biodiversity Variables. *Science*, 339(6117), 277 278. https://doi.org/10.1126/science.1229931

Raoul-Duval J. (2008). *Empreinte écologique, retour sur des expériences territoriales*.

Rockström J., Steffen W., Noone K., Persson Å., Chapin F.S.I., Lambin E., … Foley J. (2009). Planetary Boundaries : Exploring the Safe Operating Space for Humanity. *Ecology and Society*, 14 (2). https://doi.org/10.5751/ES-03180-140232

Rounsevell M.D.A., Harfoot M., Harrison P.A., Newbold T., Gregory R.D., Mace G.M. (2020). A biodiversity target based on species extinctions. *Science*, 368(6496), 1193 1195. https://doi.org/10.1126/science.aba6592

Salafsky N., Salzer D., Stattersfield A.J., Hilton-Taylor C., Neugarten R., Butchart S.H.M., … Wilkie D. (2008). A Standard Lexicon for Biodiversity Conservation : Unified Classifications of Threats and Actions. *Conservation Biology*, 22(4), 897 911. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00937.x

Santini L., Belmaker J., Costello M. J., Pereira H. M., Rossberg A. G., Schipper A. M., … Rondinini C. (2017). Assessing the suitability of diversity metrics to detect biodiversity change. *Biological Conservation*, 213, 341 350. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.08.024

Schipper A., Bakkenes M., Meijer J., Alkemade R., Huijbregts M. (2016, avril 25). GLOBIO 3.5 : A technical description of version 3.5 [Text]. Consulté à l'adresse PBL Netherlands Environmental Assessment Agency website: https://www.pbl.nl/en/publications/globio-35-technical-model-description

Schloter M., Dilly O., Munch J. C. (2003). Indicators for evaluating soil quality. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 98(1), 255 262. https://doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00085-9

Schmeller D.S., Weatherdon L. V., Loyau A., Bondeau A., Brotons L., Brummitt N., … Regan E.C. (2018). A suite of essential biodiversity variables for detecting critical biodiversity change : EBVs and critical biodiversity change. *Biological Reviews*, 93(1), 55 71. https://doi.org/10.1111/brv.12332

Scholes R. J., Biggs R. (2005). A biodiversity intactness index. *Nature*, 434(7029), 45 49. https://doi.org/10.1038/nature03289

Seebens H., Clarke D. A., Groom Q., Wilson J. R. U., García-Berthou E., Kühn I., … McGeoch M. (2020). A workflow for standardising and integrating alien species distribution data. NeoBiota, 59, 39 59. https://doi.org/10.3897/neobiota.59.53578

Stadler K., Wood R., Bulavskaya T., Södersten C.-J., Simas M., Schmidt S., … Tukker A. (2018). EXIOBASE 3 : Developing a Time Series of Detailed Environmentally Extended Multi-Regional Input-Output Tables: EXIOBASE 3. *Journal of Industrial Ecology*, 22(3), 502 515. https://doi.org/10.1111/jiec.12715

Stanners D., Bosch P., Dom A., Gee D., Martin J., Rickard L., Weber J.-L. (2009). Frameworks for Environmental Assessment and Indicators at the EEA. 36.

Steffen W., Richardson K., Rockström J., Cornell S. E., Fetzer I., Bennett E. M., … Sörlin S. (2015). Planetary boundaries : Guiding human development on a changing planet. *Science,* 347(6223). https://doi.org/10.1126/science.1259855

Stéfy T. (2019). Benchmark des centres de ressources en ligne sur la performance environnementale des produits (biens et services). 64.

Stehfest E., Vuuren D., Kram T., Bouwman A., Alkemade R., Bakkenes M., … Prins A. (2014). Integrated Assessment of Global Environmental Change with IMAGE 3.0. Model description and policy applications.

Stewart, Alan J. A., New T. R., Lewis O. T. (2007). Insect Conservation Biology : Proceedings of the Royal Entomological Society's 23nd Symposium. CABI.

Teillard, Anton A., Dumont B., Finn J.A., Henry B., Souza D.M., Manzano P., Milà L., Phelps C., Said M., Vijn,. (2015). A review of indicators and methods to assess biodiversity : Application to livestock production at global scale. Livestock Environmental Assessment and Performance (LEAP) Partnership, 138.

Tscharntke T., Tylianakis J. M., Wade M. R., Wratten S. D., Bengtsson J., Kleijn D. (2007). Insect conservation in agricultural landscapes. In Stewart A. J. A., New T. R., Lewis O. T. (Éds.), Insect conservation biology (p. 383 404). Wallingford: CABI. https://doi.org/10.1079/9781845932541.0383

Turak E., Brazill-Boast J., Cooney T., Drielsma M., DelaCruz J., Dunkerley G., … Williams K. (2017). Using the essential biodiversity variables framework to measure biodiversity change at national scale. *Biological Conservation*, 213, 264 271. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.08.019

UICN France. (2014a). Indicateurs de biodiversité pour les collectivités territoriales : Cadre de réflexion et d'analyse pour les territoires. Paris, France. Consulté à l'adresse http://uicn-fr-collectivites-biodiversite.fr/les-indicateurs-de-biodiversite/

UICN France, M. (2014b). Le reporting biodiversité des entreprises et ses indicateurs. État des lieux et recommandations. Paris, France. 120.

UNEP, & Convention on Biological Diversity. (2017). Guidance for reporting by businesses on their actions related to biodiversity. 13.

UNEP/SETAC Life Cycle Initiative. (2016). Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators Volume 1. Consulté à l'adresse Life Cycle Initiative website: https://www.lifecycleinitiative.org/training-resources/global-guidance-lcia-indicators-v-1/

UNEP-WCMC. (2018). Biodiversity indicators for extractives – Methodology summary. 3.

UNEP-WCMC, Grigg A., Ivory S., Antsee S. (2017). Biodiversity Indicators for Extractive Companies : An assessment of needs, current practices and potential indicator models. UNEP-WCMC's official website - Corporate Biodiversity Indicators, 44.

UNEP-WCMC, Proteus, Conservation international, Fauna & Flora International, & IPIECA. (2019). Biodiversity Indicators for Extractives : How-To Guide for Phase 3 Piloting Version 1.4. UNEP-WCMC, Cambridge, UK.

Urban M. C., Bocedi G., Hendry A. P., Mihoub J.-B., Peer G., Singer A., … Travis J. M. J. (2016). Improving the forecast for biodiversity under climate change. *Science*, 353(6304). https://doi.org/10.1126/science.aad8466

van Strien A. J., Soldaat L. L., Gregory R. D. (2012). Desirable mathematical properties of indicators for biodiversity change. *Ecological Indicators*, 14(1), 202 208. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.07.007

Velasquez E., Lavelle P., Andrade M. (2007). GISQ, a multifunctional indicator of soil quality. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(12), 3066 3080. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.06.013

Verburg P. H., Overmars K. P. (2009). Combining top-down and bottom-up dynamics in land use modeling : Exploring the future of abandoned farmlands in Europe with the Dyna-CLUE model. *Landscape Ecology*, 24(9), 1167. https://doi.org/10.1007/s10980-009-9355-7

Vernon R. (1966). International Investment and International Trade in the Product Cycle. *The Quarterly Journal of Economics*, 80(2), 190. https://doi.org/10.2307/1880689

Verones F., Bare J., Bulle C., Frischknecht R., Hauschild M., Hellweg S., … Fantke P. (2017). LCIA framework and cross-cutting issues guidance within the UNEP-SETAC Life Cycle Initiative. *Journal of Cleaner Production*, 161, 957 967. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.05.206

Wolff A. (2017). *Responsabilité sociétale : Quelles contributions des entreprises à la conservation de la biodiversité ?*

REMERCIEMENTS

Jean-François Silvain (FRB), Hélène Soubelet (FRB),
Denis Couvet (FRB), Pauline Coulomb (FRB),
Lucile Judas (FRB), Julien Massetti (OFB), Lora Rouvière (OFB),
Stanislas Wroza (OFB), Florence Barreto (OFB), équipe FRB ;
les évaluateurs : Jean-Yves Barnagaud (CNRS),
Thomat Binet (VertigoLab), Frédéric Gosselin (INRAE),
Jean-Baptiste Mihoub (MNHN), Dominique Pelletier (Ifremer),
Karine Princé (MNHN), Pierre Scemama (Ifremer) ;
les concepteurs des outils : Joshua Berger (CDC Biodiversité),
Wijnand Broer (CREM), Antoine Cadi (CDC Biodiversité),
Leo Murphy (UNEP-WCMC), Guillaume Neveu (I Care & Consult),
Antoine Vallier (CDC Biodiversité),
les animateurs des ateliers : Luc Abbadie (Sorbonne Université),
Clément Bultheel (MTES), Amélie Colle (VertigoLab),
Frédéric Gosselin (Irstea), Gilles Lecuir (ARB Île-de-France),
Charles Lemaître (VICAT), Jean-François Lesigne (RTE),
Karine Princé (MNHN), Pierre Scemama (Ifremer) ;
les intervenants à la plénière : Thomas Andro (Solvay),
Sébastien Barot (IRD), Romuald Berrebi (OFB),
Sylvain Boucherand (B&L Evolution),
Allain Bougrain-Dubourg (LPO), Camille Bricout (ARB – NA),
Stellio Casas (Veolia), Thomas Cosson (PNR Golfe du Morbihan),
Corinne Dragonne (ARB PACA – OFB), Philippe Dupont (OFB),
Céline Eson (Biosphra consulting), Olivier Lemoine (ELAN),
Hélène Leriche (Orée), Harold Levrel (AgroParisTech),
Jean-Michel Olivier (CNRS), Philippe Puydarrieux (UICN),
Olivier Ragueneau (CNRS), Elise Rebut (MEAE),
Sylvaine Rols (UNEP-WCMC), Natacha Sautereau (ITAB),
Claire Tutenuit (EpE), Jean-Marc Valet (Cerema),
Yann Verstraeten (ICF), Yann Wehrling (Ambassadeur
à l'environnement).

Citation : A. Delavaud, E. Milleret, Stanislas Wroza, Hélène Soubelet,
Ana Deligny, Jean-François Silvain (2020) *Indicateurs et outils de mesure – Évaluer l'impact des activités humaines sur la biodiversité ?*.
Coll. Expertise et synthèse. Paris, France : FRB, 92 p.

Crédits photographiques :
© Pixabay : p. 6, 20, 28, 35, 49, 54, 58, 71, 72, 76
et couverture

Directrice de la publication : Hélène Soubelet (FRB)
Coordination éditoriale : Aurélie Delavaud (FRB)
Rédactrices : Aurélie Delavaud (FRB), Elodie Milleret (FRB),
Ana Deligny (FRB)
Relecture : Jean-François Silvain (FRB), Hélène Soubelet (FRB),
Stanislas Wroza (OFB)
Graphisme : François Junot

© FRB 2021
ISBN (imprimé) : 979-10-91015-42-4
ISBN (PDF) : 979-10-91015-43-1

Des indicateurs, pourquoi, pour qui ? S'agit-il d'indiquer l'état de la biodiversité, l'intensité des pressions qui pèsent sur cette dernière ou encore la réponse de celle-ci face à des mesures prises en faveur de sa préservation ? Peut-on réellement évaluer l'efficacité des politiques, publiques, privées, citoyennes, les comparer ?
Face à ces nombreuses questions, une profusion d'indicateurs fleurit, fournie par des acteurs divers : l'État, le secteur économique, la société civile, etc. Un consensus vers un indicateur idéal de biodiversité est encore loin d'être trouvé, d'autant que certains enjeux majeurs n'ont pas encore d'indicateur.
En réunissant chercheurs et acteurs, la FRB, en coopération avec l'OFB s'est emparée du sujet à l'occasion de ses Journées FRB 2019. Cette Expertise et synthèse apporte un regard inédit sur ces questions majeures et s'accompagne d'une série de recommandations.

La Fondation pour la recherche sur la biodiversité a pour mission de favoriser les activités de recherche sur la biodiversité en lien avec les acteurs de la société. Susciter l'innovation, développer et soutenir des projets, diffuser les connaissances et mobiliser l'expertise sont au cœur de ses actions.

Fondation pour la recherche sur la biodiversité (FRB)
195, rue Saint-Jacques 75005 Paris
www.fondationbiodiversite.fr
@FRBiodiv

Membres Fondateurs de la FRB :