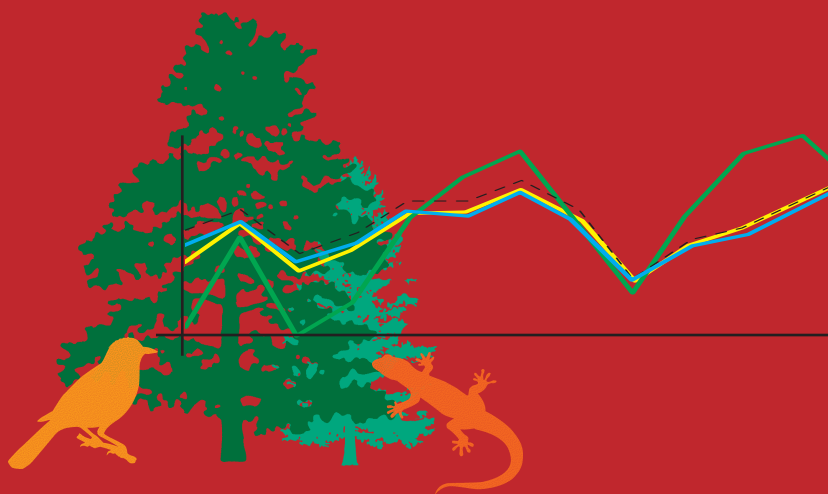


Quels indicateurs pour la gestion de la biodiversité ?

Harold Levrel



Les cahiers de l'IFB

Quels indicateurs pour la gestion de la biodiversité ?

*Harold Levrel**

*CERSP (Conservation des espèces,
restauration et suivi des populations,
unité mixte de recherche du Muséum national d'histoire naturelle,
du CNRS et de l'Université de Paris VI)*



Institut français de la biodiversité
57, rue Cuvier, CP 41, 75231 PARIS CEDEX 05 - France

* Actuellement à l'Ifremer Département Economie maritime (Brest)



ASSINSEL



Membres de l'Institut français de la biodiversité



IFB :

une plateforme commune au service de la recherche scientifique française en biodiversité

Octobre 2007

Photographies :

- © Serge AUBERT / CNRS Photothèque : page 80 (narcisses en montagnes)
- © Didier BABIN / IFB : page 13 (VIIe Conférence des Parties de la Convention sur la diversité biologique en 2004, Kuala Lumpur - Malaisie)
- © Olivier BARBAROUX / Ifremer : pages 33 (bouchots/moules), 50 (bateau de pêche)
- © Nicolas BÉCU : pages 52 (Meriem Bouamrane), 70 (village mapping Huay Rin)
- © Dominique Bidaubayle : page 58
- INCISIF : pages 8, 9, 16, 21, 26, 28, 30, 33, 46, 48, 50, 55, 62, 68, 75-79, 80
- © Hervé MICHEL-2006 : ci-contre (oiseau indicateur)
- © Bernard PORTERIE / CNRS Photothèque : page 33
- © Matthias ROUAN : pages 52 et 68
- © Michel SIVIGNON : page 38 (Mer d'Aral en avril 2001 : rivage près de Moïnak (Ouzbekistan))
- © Marc TAQUET / Ifremer : page 30 (banc de poissons)
- © Hervé THÉRY / CNRS Photothèque : page 36 (Sao Paulo - Brésil)
- © Pierre ZAGATTI / IFB-Inra : pages 8, 19, 20, 27, 29 (Ingénieurs ONF sur le terrain), 48, 52, 80



Indicator indicator

Remerciements

Je souhaite remercier Jacques Weber, Denis Couvet, Meriem Bouamrane et Michel Etienne pour leur soutien, leur disponibilité et leur aide précieuse dans la réalisation de mon travail de thèse qui est à l'origine de cet ouvrage.

Mes remerciements vont aussi aux personnes suivantes pour l'aide qu'elles ont pu m'apporter dans ce travail de recherche sur les indicateurs :

René-Pierre Andlauer, François Chiron, Sophie Condé, Alain Desrosières, Jean-Luc Dubois, Gaëlle Durocher, Françoise Gourmelon, Christian Kerbiriou, Romain Julliard, Christophe Le Page, Marie-Jeane Levrel, Grégoire Lois, Marie-Françoise Neveu, Flora Pelegrin, Jean-Luc Peyron, Jean-Pierre Revéret, Dominique Richard, Mathias Rouan, Virginie Serrand, Michel Trommetter.

Je tiens enfin à remercier les organismes suivants pour leur soutien : l'Institut français de la biodiversité, l'EHESS, le Muséum national d'histoire naturelle, le CNRS, le programme MAB de l'Unesco, l'Université de Bretagne Occidentale, le Conseil général de Seine-et-Marne, le Gip-Ecofor, le Ministère de l'écologie, du développement et de l'aménagement durables, le Centre thématique européen sur la diversité biologique.

Préface

Denis Couvet

Professeur, directeur du laboratoire CERSP du Museum national d'histoire naturelle

Jacques Weber

directeur de l'Institut français de la biodiversité

Le changement climatique est un phénomène certes complexe mais explicitable avec quelques variables : les gaz à effet de serre, la température moyenne du globe, le niveau « moyen » des océans. Les Etats ont trouvé un facteur unique de régulation : la tonne de carbone émise, sous forme de CO₂.

Il est plus difficile de définir les variables en ce qui concerne la biodiversité. Est-ce que ce sont des variables patrimoniales, telles que le nombre d'espèces, la variabilité génétique totale, la diversité des écosystèmes, chacune de ces variables étant-elle-même difficile à définir ? Ainsi chaque espèce, qu'elle soit invasive, clé de voûte, charismatique, ou « banale » doit-elle être prise en compte de la même manière ?

Ou bien s'agit-il plutôt de s'intéresser à des variables fonctionnelles, telles que les caractéristiques des réseaux trophiques, ou l'efficacité ou la résilience des services écosystémiques ?

Que signifie la température « moyenne », ou le niveau « moyen » des océans ? Paul Krugman remarque que si Bill Gates entre dans une pièce où se trouvent une trentaine de SDF, ceux-ci deviennent immédiatement milliardaires « en moyenne ».

Nous avons là réunis les éléments de la question des indicateurs : des données, des moyennes, des combinaisons de grandeurs pour apprécier, suivre et comparer dans l'espace et le temps des phénomènes tels que le changement climatique ou la biodiversité, en eux-mêmes trop complexes pour donner lieu à mesure directe. Les chercheurs ont besoin de mesures directes et d'indicateurs fiables. Les administrations doivent rendre des comptes, au parlement ou à la Commission européenne et, pour cela, veulent des indicateurs. Ces administrations doivent également faire face au risque permanent de critique de leur action par la société civile, notamment les ONG. Il leur faut donc disposer d'instruments qui soient agréés par toutes les parties prenantes, des indicateurs « médiateurs ».

Si le changement climatique ou l'évolution de la biodiversité sont difficiles à mesurer, que dire des interactions entre les pratiques humaines et les dynamiques naturelles ? Ces interactions ne peuvent être approchées qu'avec des indicateurs, souvent très indirects. Si les déterminants du cycle du carbone, donc le rôle des humains, sont assez bien identifiés et quantifiés, il n'en est pas de même des facteurs majeurs déterminant la dynamique de la diversité biologique. L'analyse des relations humains-nature est loin d'être solide scientifiquement, et souvent plutôt l'objet de jugements de valeur, par exemple en ce qui concerne la relation entre les humains et la diversité des écosystèmes. Un système de quantification sous forme d'indicateurs devrait contribuer à faire progresser cette analyse scientifique.

Harold Levrel, économiste, est docteur de l'Ecole des hautes études en sciences sociales. L'auteur a fait une solide analyse des difficultés et des enjeux de définition des indicateurs de diversité biologique, et/ou d'interactions humains-nature, à la lumière des problématiques des disciplines concernées, que ce soient des sciences naturalistes ou humaines.

Nous lui avons demandé de tirer le présent cahier de cette thèse, pour répondre à une forte demande d'information et de méthodologie relative aux indicateurs. Cette thèse a été réalisée au sein du laboratoire CERSP (Conservation des espèces, restauration et suivi des populations) du Muséum qui utilise l'indicateur « oiseaux communs » comme indicateur des changements de pratiques et d'usages des sols ou encore d'évolution de l'habitat rural et tente d'élucider les différents types de mécanismes, et pas seulement de nature humaine, affectant sa dynamique. L'auteur, en plus que d'être un excellent économiste, est « une plume ». Il écrit bien de façon claire et agréable. Nous sommes convaincus que ce cahier sera bientôt sur les étagères de tous les gestionnaires de la nature, qu'ils œuvrent dans la recherche, l'administration ou bien dans la gestion des espaces naturels, les associations ou les entreprises.

Sommaire



Introduction	6
---------------------------	---

Section 1

Les indicateurs de biodiversité	8
Le taux d'extinction de la biodiversité	9
Petit historique institutionnel des indicateurs de biodiversité	11
Des indicateurs à paramètre unique aux indicateurs composites	15
Les indicateurs composites : application au cas des oiseaux	20
Indicateurs directs et indirects : exemple des indicateurs de biodiversité utilisés dans le cadre de la gestion durable des forêts françaises	24

Section 2

Les indicateurs d'interactions société-nature	30
Quelques indicateurs synthétiques écolo-centrés	31
Les indicateurs d'interactions utilisés dans le cadre de la comptabilité nationale	35
Les services écosystémiques et le Millennium Ecosystem Assessment	39
Les indicateurs de gestion des interactions société-nature	45

Section 3

La démocratie technique pour développer des indicateurs de co-gestion adaptative de la biodiversité	52
Evaluation de la qualité des indicateurs : une question d'arbitrage	53
Partir des besoins pour construire des indicateurs de biodiversité et d'interactions	56
Vers une co-gestion adaptative de la biodiversité	61
Démocratie technique et co-construction des indicateurs	70
Quelques principes fondés sur la prise en compte des perceptions pour évaluer la qualité des indicateurs de biodiversité et d'interactions	74
Conclusion	80
Bibliographie	84
Index des indicateurs	92
Liste des tableaux	93
Liste des figures	93
Liste des encadrés	93

Introduction

En 2010, les Etats du monde entier vont devoir faire le bilan de leurs avancées concernant la conservation de la biodiversité, dans le cadre de la Convention sur la diversité biologique adoptée à Rio en 1992. Pour cela, il est nécessaire d'avoir recours à des outils de suivi. Les indicateurs de biodiversité, en tant qu'outils polymorphes adaptés à des questions hybrides, concernant à la fois le scientifique et le politique, sont rapidement apparus comme le meilleur moyen pour suivre ces avancées.

Selon Alain Desrosières (2003a, p.61), l'avantage des indicateurs par rapport à d'autres outils d'évaluation est qu'ils ont pour particularité de « disjoindre le signifiant et le signifié »*. Ils représentent d'une certaine manière des « fictions utiles » et permettent d'évaluer de manière indirecte ce qu'il est trop coûteux de mesurer directement. Or, face à un concept complexe et controversé comme celui de la biodiversité, le recours à des indicateurs approximatifs qui permettent d'alimenter les débats publics autour de cette question est une aubaine. Ils offrent en particulier l'opportunité de créer des passerelles entre le monde des experts et celui des profanes, entre celui de la science et celui de la politique, en facilitant l'émergence d'un langage commun à propos de cet objet qu'est la biodiversité.

>>> La première section de ce livre nous permet de présenter les principaux indicateurs de biodiversité qui existent aujourd'hui, en nous intéressant particulièrement aux conditions institutionnelles qui les ont fait émerger et aux questions techniques qu'ils soulèvent.

>>> La seconde section s'intéresse aux indicateurs qui cherchent à décrire les interactions entre les dynamiques de la biodiversité et les dynamiques socio-économiques.

>>> La troisième et dernière section explore de nouvelles voies pour développer des indicateurs qui puissent participer à l'émergence d'une co-gestion adaptative de la biodiversité, en mettant l'accent sur les besoins et les perceptions des usagers potentiels de ces outils d'une part, sur les processus de co-construction de ces outils, de l'autre.



* En effet, il n'existe pas de mesure du développement durable ou de la biodiversité mais il est admis qu'il existe des indicateurs de développement durable ou de la biodiversité. Ainsi l'indicateur respecte les espaces d'incertitude que la mesure ne tolère pas.

Section 1

Les indicateurs de biodiversité



Le taux d'extinction de la biodiversité

Pour commencer, il est nécessaire de définir ce que l'on entend par « biodiversité ». Le concept de « biodiversité », proposé en 1985 par Walter Rozen, a bénéficié d'une grande notoriété à partir de 1992, date de la Conférence de Rio et de la ratification de la Convention sur la Diversité Biologique¹ (CDB). La biodiversité est traditionnellement considérée dans son sens littéral : la diversité du vivant. Elle est alors envisagée de l'échelle moléculaire à l'échelle de la biosphère, bien que les écologues s'intéressent plus particulièrement aux populations, communautés et écosystèmes (Krebs, 2001, p.10).

La biodiversité est en effet un des objets d'étude majeurs de l'écologie. Cette discipline mesure la diversité du vivant au sein des trois niveaux fonctionnels que nous venons d'évoquer à partir de la variabilité génétique, la diversité spécifique et la complexité des réseaux trophiques. Cependant, comme le soulignent Robert Barbault et Bernard Chevassus-au-Louis (2004), le concept de biodiversité va plus loin que la simple description de la diversité du vivant, fut-elle exhaustive. En effet, la biodiversité est une affaire d'interactions² au sein de chaque niveau fonctionnel, entre les échelles fonctionnelles mais aussi avec les sociétés humaines.

Le principal risque étudié par les biologistes, qui pèse sur la biodiversité, est celui de l'extinction des espèces. Toute espèce a une durée de vie limitée qui est de l'ordre de cinq à dix millions d'années. A partir de l'espérance de vie des espèces et de leur nombre, il est possible de calculer un *taux d'extinction* global (Teysnière, 2004). Celui-ci correspond à la proportion d'espèces qui disparaît pendant un intervalle de temps donné. Il est principalement lié, dans un contexte « naturel », au nombre d'individus. Ainsi, plus le nombre d'individus au sein d'une espèce est faible, plus les risques de disparition de cette dernière sont importants du fait de faibles capacités d'adaptations pour faire face aux changements environnementaux.

Au cours des soixante-cinq derniers millions d'années, le taux d'extinction moyen a tourné autour d'une extinction par an pour un million d'espèces. Aujourd'hui, ce taux serait entre « 50 et 560 fois supérieur au taux d'extinction attendu pour une biodiversité stable » (Teysnière, 2004, p.27) mais beaucoup affirment que ce taux serait en fait 100 fois plus important et qu'il continue d'augmenter. Tout cela va dans le sens de l'hypothèse d'une sixième crise d'extinction (figure 1). La Terre a en effet connu plusieurs grandes crises d'extinction³ dont la dernière est liée à l'apparition d'Homo sapiens sapiens et à son extraordinaire expansion.

Les *origines anthropiques* de cette sixième crise d'extinction sont à chercher dans :

- La destruction ou la dégradation des écosystèmes (déforestation, pollution des sols et des eaux, fragmentation des habitats...).
- L'exploitation non durable de la biodiversité (chasse, braconnage, pêche, cueillette...).
- Les invasions d'espèces allochtones (tels que certaines algues ou espèces cultivées envahissantes...).
- Le réchauffement climatique qui perturbe les cycles biogéochimiques.



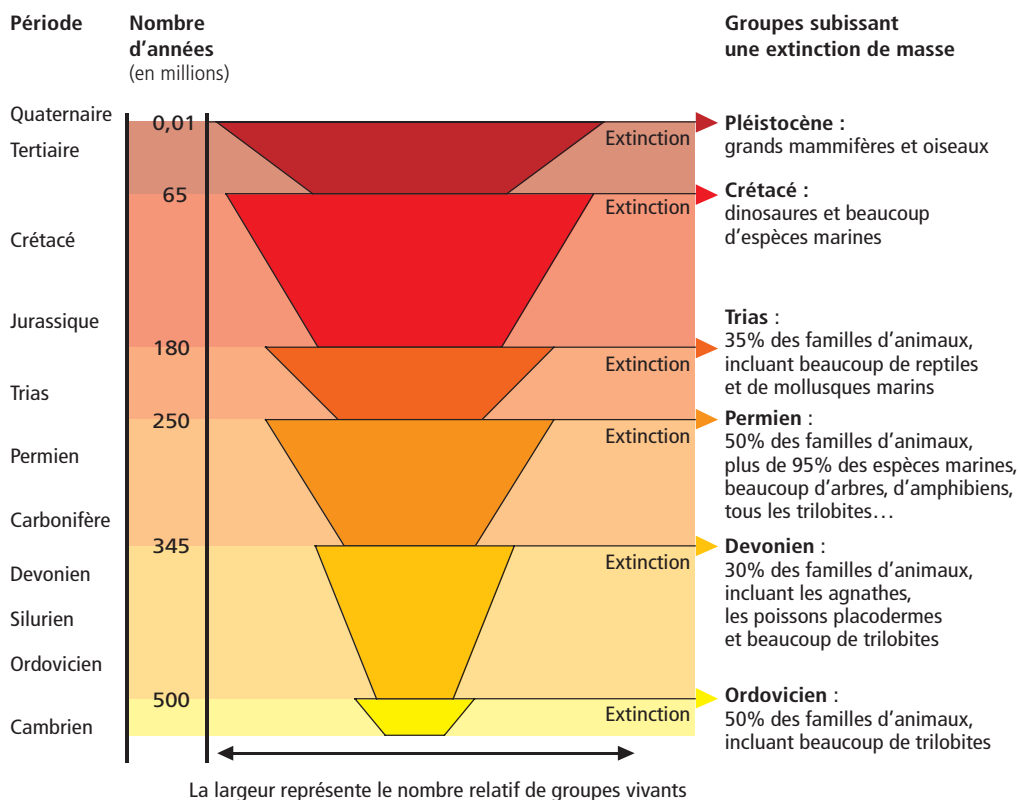
1 Voir : <http://www.biodiv.org/doc/legal/CDB-un-fr.pdf>

2 Le concept d'interaction désigne en biologie le processus par lequel deux ou plusieurs éléments se déterminent mutuellement par une relation réciproque. Les interactions engendrent des co-évolutions qui peuvent être de nature directe ou indirecte et l'on parlera alors d'interactions directes ou indirectes. Un exemple d'interaction directe est la relation proie-prédateur que vont avoir deux populations A et B. Un exemple d'interaction indirecte est la relation de concurrence entre une population A et une population B à propos d'une ressource C dont elles dépendent toutes les deux.

3 Lors des précédentes crises, la dynamique de l'évolution a toujours permis de compenser ces extinctions massives et d'accroître, après plusieurs dizaines de millions d'années, le nombre total de familles que compte la Terre. Ainsi, la perte de diversité liée à une vaste extinction conduit à une perte des potentialités évolutives mais « seulement » pour 10 à 15 millions d'années, le temps de se réorganiser.

4 Il est possible de souligner que, si l'impact des espèces invasives sur la biodiversité est important, la migration – appelée ici invasion – est un des moteurs de l'évolution (Teysnière, 2004). Les espèces ont en effet toujours une origine locale et vont se disséminer en fonction de leurs capacités adaptatives, des espèces avec lesquelles elles vont entrer en interactions, des niches écologiques disponibles, etc.

Figure 1 : Les grandes crises d'extinction de la biodiversité.



Source : Barbault, 2000, p.43

Ces différentes forces interagissent entre elles (Teyssède, 2004). Ainsi, la surexploitation des espèces situées en bout de chaîne trophique peut favoriser l'installation d'espèces invasives. Ces espèces invasives vont le plus souvent avoir un impact sur la qualité de l'habitat et conduire indirectement à une plus grande érosion de la biodiversité. La disparition des habitats favorise, par ailleurs, l'exploitation des animaux sauvages qui se concentrent sur des aires plus réduites et rend les écosystèmes plus vulnérables aux espèces invasives...

Parmi les dynamiques représentant une source de menaces pour la biodiversité, deux vont connaître une forte augmentation au cours des cinquante prochaines années selon le Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005) : les activités agricoles et le changement climatique. Or, ces deux phénomènes sont déjà les principales sources d'érosion de la biodiversité aujourd'hui.

Pour évaluer les taux d'extinction actuels, il est nécessaire d'utiliser des modèles dans lesquels sont représentées les forces qui influent sur cette biodiversité. Ces modèles tendent à montrer que la richesse spécifique va s'effondrer dans les années à venir. Le MEA (2005) évoque la disparition de 12 % des oiseaux, 25 % des mammifères et 32 % des amphibiens d'ici à 2100. Ce rapport ajoute que 20 % des récifs coralliens et 35 % des superficies de mangroves ont récemment disparu. Selon d'autres études, les 2/3 de l'ensemble des espèces vivant sur Terre risquent de s'éteindre d'ici cent ans simplement sous l'effet de la destruction des habitats (Raven, 2002). Si l'on ajoute les récents travaux concernant l'extinction possible de 15 % à 37 % des espèces de la planète d'ici 2050 sous l'effet du réchauffement climatique (Thomas et al., 2004), il est possible d'affirmer, même si tous ces travaux sont discutés, que l'on se trouve bel et bien dans une période d'extinction massive.

C'est en partant de ce constat que la communauté internationale s'est mobilisée à partir du début des années quatre-vingt-dix en vue de mieux décrire, comprendre et gérer ce problème d'extinction massive.

Petit historique institutionnel des indicateurs de biodiversité

Des programmes de mise en place d'indicateurs de biodiversité ont été développés par de nombreux organismes depuis la conférence de Rio en 1992 qui a consacré ce concept. Il est possible de distinguer ces programmes selon deux catégories. La première regroupe ceux qui ont pour principale préoccupation la biodiversité et cherchent à développer les meilleurs indicateurs pour suivre les avancées concernant sa conservation. La seconde regroupe les programmes de suivi de la biodiversité qui s'insèrent dans des dispositifs plus vastes, relatifs notamment au développement durable. Nous nous intéressons ici à la première catégorie de programmes.

Deux objectifs cohabitent pour évaluer les politiques en matière de conservation de la biodiversité. D'un côté, l'Union européenne (UE) veut stopper l'érosion de la biodiversité en Europe à l'horizon 2010. Cet objectif a été repris par la France. De l'autre, la CDB veut simplement la ralentir⁵ (<http://www.biodiv.org>). Nous souhaitons revenir sur les moments clés qui ont permis d'arriver à ces objectifs.

La première date importante est évidemment celle de la *Conférence de Rio* au cours de laquelle la Convention sur la diversité biologique est adoptée (CDB, 1992). Il faut ensuite attendre la *Conférence de Johannesburg* en 2002 pour qu'un objectif et une échéance soient fixés : réduire de manière significative le taux d'érosion de la biodiversité d'ici 2010. Pour que cet engagement ne reste pas lettre morte, il est nécessaire que soient évalués les efforts réalisés par les pays. C'est pour cette raison que les premiers indicateurs de la CDB sont établis en février 2004 lors de la *septième Conférence des Parties* qui a lieu à Kuala Lumpur (<http://www.biodiv.org>, tableau 1).

Tableau 1 : Indicateurs adoptés par la CDB en 2004, afin d'évaluer les progrès accomplis dans la poursuite de l'objectif de diversité biologique fixé en 2010.

Domaines prioritaires	Indicateurs pour utilisation immédiate	Indicateurs qui pourraient être testés
Maintien de la structure : éléments constitutifs de la diversité biologique	Occupation des sols	Etat de conservation des espèces menacées (Indicateur Liste Rouge)
	Abondance et diversité de groupes d'espèces (indicateur STI)	Diversité génétique des animaux domestiques, plantes cultivées, poissons exploités
	Couverture des aires protégées	
Utilisation durable		Aires d'écosystèmes forestiers, agricoles et d'aquaculture bénéficiant d'une gestion durable
Réduction des pressions anthropiques	Dépôts d'azote	Nombres et coûts des invasions biologiques
Intégrité de l'écosystème et des biens et services qu'il fournit	Indice trophique marin	Connectivité/fragmentation des écosystèmes
	Qualité de l'eau des écosystèmes aquatiques	
Maintien des connaissances, innovations et pratiques traditionnelles	Diversité linguistique, populations de locuteurs de langues autochtones	
Investissement des Etats dans la préservation de la biodiversité	Soutien financier à la CBD	

Source : <http://www.biodiv.org/2010-target/indicators.aspx>

⁵ Cela s'explique par le fait que les principales menaces pesant aujourd'hui sur la biodiversité sont localisées dans les pays du Sud et qu'il est illusoire de vouloir stopper le déclin de la biodiversité dans ces pays sur une si brève échéance.

Dans le même temps, la Commission européenne a lancé une réflexion sur les indicateurs de biodiversité (2002-2004). Elle a conduit à la *Conférence de Malahide* (Irlande) en mai 2004 qui est la première conférence sur la biodiversité où tous les membres de l'UE sont représentés avec les Directions générales de l'environnement et de l'agriculture. Une des principales recommandations de la réunion est la suivante : « *Develop, test and evaluate indicators, and harmonise habitat and landscape classifications, to deliver policy-relevant information on the status and trends of biodiversity, the drivers of biodiversity change and the success of policies designed to halt the loss of biodiversity by 2010, and progress towards targets of the EC Biodiversity Strategy* » (Commission européenne, 2004, p.42). Cette conférence va se traduire politiquement par une prise de conscience importante de la question de la biodiversité. Ainsi, en juin 2004, les ministres de l'environnement de l'UE valident les objectifs fixés par la conférence qui a eu lieu un mois plus tôt. Cela crée une forte pression pour mettre en place des indicateurs de biodiversité. En France, une *Stratégie nationale pour la Biodiversité* est adoptée elle aussi en 2004 (Ministère de l'écologie et du développement durable, 2004) et fixe comme premier objectif de mettre en place des indicateurs de biodiversité permettant de suivre les avancées dans le domaine des politiques de conservation à l'horizon 2010 (tableau 2).

Tableau 2 : Les indicateurs de biodiversité de la Stratégie nationale pour la Biodiversité Française.

Diversité génétique	Nombre de variétés végétales et de races animales, enregistrées et certifiées aux fins de commercialisation, dans les principales catégories de plantes cultivées et d'animaux d'élevage (MAAPAR).
Diversité spécifique	Indice de diversité spécifique des oiseaux communs (MNHN).
	Richesse spécifique des poissons (MNHN).
	Statuts des espèces des listes rouges nationales (MNHN).
Diversité des habitats	Etat de conservation des habitats d'intérêt communautaire des sites Natura 2000 (MNHN).
Trame écologique	Carte de la diversité des types d'occupation du sol peu artificialisée au niveau local (Ifen, Corine Landcover).
	Dominance, dans le paysage, des milieux peu artificialisés (Ifen, Corine Landcover).
Fonctionnement des écosystèmes	Défoliation des arbres
	(Département de la santé des forêts, Maapar).
	Indice biologique global normalisé des cours d'eau (Réseau national des Données sur l'Eau).

Source : Medd, 2004

Les objectifs fixés lors de la Conférence de Johannesburg, les options prises par la CDB et les initiatives menées par la Commission européenne, ont ainsi permis d'appuyer une réflexion sur les indicateurs de biodiversité qui avait commencé quelques années plus tôt au sein d'organisations internationales.

Un acteur institutionnel qui s'est investi fortement dans la production d'indicateurs de biodiversité est le *Centre thématique européen sur la diversité biologique* (CTEDB) de l'*Agence européenne de l'environnement*⁸ (AEE). Celui-ci a été créé en 1995, un an après la création de l'AEE. Il fait partie des cinq centres thématiques désignés par l'agence pour l'aider dans sa mission de collecte, d'analyse, d'évaluation et de synthèse d'informations en appui à la mise en œuvre de politiques communautaires et nationales pour l'environnement et le développement durable. Ce centre a tout d'abord fourni des informations sur la biodiversité à l'AEE pour la publication de rapports : *The Dobris Assessment* en 1995 puis *Europe's Environment : The second assessment en 1998*. La demande de l'agence pour des indicateurs de biodiversité émerge réellement en 1999. Il s'agit au départ d'outils considérés comme complémentaires aux rapports mais, très vite, leur production va devenir un des objectifs principaux de l'AEE. En effet, cette dernière s'est rendue compte qu'elle avait besoin d'informations synthétiques pour

8 Il n'existe en effet pas d'équivalent institutionnel à l'échelle des pays européens. L'OCDE, faute de temps, a décidé de ne plus traiter la question de la biodiversité au sein de sa division environnement et Eurostat ne s'occupe pas directement de cette question. Notons par ailleurs que l'Institut français de l'environnement (Ifen) représente le point focal de l'AEE pour la France. Les informations qui vont suivre ont été collectées au cours d'entretiens avec les personnes qui travaillent au centre thématique.

communiquer avec les instances décisionnaires de l'Union européenne. Pour cela, l'agence met en place les indicateurs centraux (« core indicators ») qui concernent les grandes thématiques telles que l'eau, l'air, les déchets ou la biodiversité. Cela pose un problème pour le CTEDB, qui doit fournir les indicateurs de biodiversité car il existe beaucoup moins de données sur cette question que sur les déchets, l'eau ou l'air.

Pourtant, les indicateurs de biodiversité ne semblent pas manquer. Un rapport réalisé dans le cadre de la CDB en identifie ainsi 236 (United Nations Environment Programme, 2001). L'AEE recense, quant à elle, *382 indicateurs potentiels de biodiversité* en 2002 (European Environment Agency, 2002), parmi lesquels 280 sont classés comme « utilisés ». De manière surprenante, quelques années plus tard, le Ministère de l'écologie et du développement durable (Medd) déclare qu'il ne peut compter que sur 1 ou 2 indicateurs de biodiversité pour réaliser des suivis⁹ de la biodiversité en France. Cette différence s'explique par une question d'échelle. Les indicateurs identifiés par l'AEE et l'Unep pouvaient être appliqués à n'importe quelle échelle pour être considérés comme « utilisés ». Or, les suivis écologiques locaux, qui renvoient aux méthodes d'ingénierie écologique et de suivi naturaliste « traditionnels », étaient effectivement très nombreux. Les suivis à des échelles régionales étaient eux aussi relativement importants. Très nombreux aussi, étaient les indicateurs de biodiversité adaptés à des problématiques très précises. Cependant, les suivis à large échelle concernant la biodiversité dans un sens générique, et réalisés à partir de données standardisées, étaient pour leur part quasi-inexistants. Par ailleurs, un autre problème est que la plupart des indicateurs de biodiversité évolue sur des pas-de-temps qui n'ont rien à voir avec l'échelle de temps de la décision qui est celle du court terme. Cela explique pourquoi de nombreux travaux de réflexion ont dû être menés ces dernières années à propos des indicateurs de biodiversité (Balmford et al., 2003, 2005).

Un problème récurrent par rapport à la production des indicateurs de biodiversité – et des indicateurs de développement durable de manière générale – est le *manque de cohérence entre les programmes* qui cohabitent à différents niveaux (local, régional, national, européen, pan-européen et international). Dans ce contexte, il est possible d'imaginer *plusieurs scénarios concernant l'évolution de la situation institutionnelle de production des indicateurs liés au développement durable* (Ayong Le Kama et al., 2004). Le premier est la poursuite de la tendance actuelle avec une prolifération d'indicateurs très hétérogènes gérés par des programmes tout aussi hétérogènes. Le deuxième est la prédominance d'indicateurs de biodiversité nationaux qui auront pour principal objectif de justifier les avancées à propos de la CDB. Le troisième est une mise en cohérence à chaque échelle décisionnelle – parcs, collectivités locales, administrations nationales... – du fait d'une demande politique croissante à ces différents niveaux. Le quatrième est la domination d'initiatives privées avec un marché d'indicateurs au sein duquel seuls ceux qui répondent le mieux à la demande sociale survivent – empreinte écologique ou éco-certification par exemple. Le dernier scénario est une mise en cohérence inter et intra échelles grâce à une mutualisation des efforts.

C'est pour favoriser l'émergence du dernier scénario et éviter que les décideurs politiques – ministères, administrations, organisations diverses – ne soient noyés sous la multiplication des indicateurs à l'échelle européenne qu'un travail d'harmonisation a été lancé en partant des travaux réalisés dans le cadre de la CDB et de ceux réalisés par l'AEE. Ce processus intitulé *Sebi – Streamlining European 2010 Biodiversity Indicators* – lancé en 2004¹⁰ a conduit à l'identification de 26 indicateurs de biodiversité pour l'Europe¹¹ en janvier 2007 (tableau 3). Aujourd'hui, les indicateurs de biodiversité français doivent s'aligner avec les résultats du Sebi, ce qui implique une refonte complète des indicateurs de la stratégie nationale pour la biodiversité.



9 Propos d'Olivier Laroussinie (Medd) recueillis à l'occasion du séminaire « indicateurs de biodiversité et de développement durable » organisé à l'Auditorium de la Grande Galerie de l'Évolution du Muséum national d'histoire naturelle, le 5 janvier 2006.

10 <http://biodiversity-chm.eea.europa.eu/information/indicator/F1090245995/F1101800700/1090246068>.

11 <http://biodiversity-chm.eea.europa.eu/information/indicator/F1090245995/F1101800700/fol341646>.

Tableau 3 : Les indicateurs de biodiversité du Sebi.

Thèmes de la CDB	indicateurs clés de l'AEE	indicateurs proposés par le Sebi 2010		
Etat et évolution des éléments constitutifs de la diversité biologique	Evolution de l'abondance et de la répartition de certaines espèces	1-a) Indice paneuropéen des oiseaux communs 1-b) Papillons européens		
	Modification de l'état des espèces menacées et/ou protégées	2) Indice Liste rouge de l'IUCN pour les espèces européennes 3) Changement de statut des espèces d'intérêt européen		
	Evolution de certains biomes, écosystèmes et habitats	4) Evolution de l'étendue et de la composition de certains écosystèmes européens 5) Changement de statut d'habitats d'intérêt européen		
	Tendance de la diversité génétique des animaux domestiques	6) Nombre de races par pays		
	Etendue des aires protégées	7) Tendances concernant la création d'aires protégées 8) Sites classés selon la directive Habitats et de la directive Oiseaux		
	Menaces qui pèsent sur la diversité biologique	Dépôts d'azote	9) Dépassement de la charge critique pour l'azote	
Populations et coûts des espèces exotiques envahissantes		10) Nombre total d'espèces invasives en Europe		
Incidence du changement climatique sur la biodiversité		11) indicateurs d'abondance d'espèces		
Intégrité de l'écosystème et biens et services qu'il fournit	Indice trophique marin	12) Indice trophique marin des mers européennes		
	Connectivité/fragmentation des écosystèmes	13) Evolution des couverts et de la distribution des aires naturelles 14) Statut et tendance de la fragmentation des rivières		
	Qualité de l'eau et des écosystèmes aquatiques	15) Matières organiques dans les eaux de transition, côtières et marines 16) Qualité des eaux douces		
	Usages durables	Zones forestières, agricoles, de pêches et aquacoles gérées durablement	17) Accroissement des stocks 18) Bois mort 19) Balance d'azote 20) Systèmes agricoles gérés durablement 21) Nombre de pêcheries sous le seuil de renouvellement biologique 22) Qualité des eaux des effluents	
Empreinte écologique des pays européens			23) Empreinte écologique des pays européens	
Accès et partage des bénéfices			Pourcentage de brevets européens fondés sur les ressources génétiques	24) Pourcentage de brevets européens fondés sur les ressources génétiques
			Transfert et usages des ressources	Fonds pour la biodiversité
Opinion publique				Prise de conscience publique et participation

Source : Conseil de la Stratégie paneuropéenne de la diversité biologique et paysagère, (2006, p.8)

Des indicateurs à paramètre unique aux indicateurs composites

La question de la biodiversité est avant tout une question d'intégration puisqu'elle est caractérisée par la prise en compte simultanée de la variabilité génétique des populations, de la diversité spécifique des communautés et de la diversité fonctionnelle des écosystèmes.

La variabilité génétique va permettre de mesurer l'état de santé d'une population. En effet, une faible diversité génétique au sein d'une population pose rapidement des problèmes de consanguinité et une réduction de l'espérance de vie des individus, des populations et des espèces. Inversement, le bon état de santé démographique d'une population traduit une dynamique de renouvellement génétique satisfaisante et offre donc, finalement, un bon indicateur de variabilité génétique. Cette variabilité génétique est particulièrement liée à la taille de la population. Plus la population est de petite taille plus la variabilité génétique est faible.

La richesse spécifique et l'équi-répartition de l'abondance pour chaque espèce, que l'on nomme traditionnellement *la diversité spécifique*, vont permettre de mesurer la bonne santé d'une communauté. La richesse spécifique et l'abondance au sein d'une communauté sont fonction de nombreux paramètres – contrairement à la variabilité génétique – qui font tomber l'évaluation de la biodiversité dans la complexité. Parmi ces paramètres, il est possible d'évoquer : l'hétérogénéité des habitats, la latitude géographique, les cycles bio-géochimiques, la résilience des écosystèmes... mais surtout l'histoire de la communauté qui est de nature idiosyncrasique (Krebs, 2001).

La diversité fonctionnelle d'un écosystème correspond aux capacités de réponse dont se dernier dispose pour faire face à des perturbations exogènes. Elle est liée à plusieurs éléments tels que la diversité des groupes fonctionnels, la structure et l'intensité des interactions, la redondance fonctionnelle des espèces mais aussi tout simplement la diversité spécifique (McNaughton., 1985 ; McCann, 2000 ; Loreau et al., 2001). Ce sont en effet tous ces éléments qui vont permettre de garantir que l'écosystème pourra offrir les réponses les mieux adaptées aux perturbations qu'il subira et de maintenir un niveau élevé de résilience (Holling, 1973). Là encore, la question de l'évaluation est très délicate.

La première catégorie d'indicateurs permettant de mesurer la biodiversité est celle des indicateurs à paramètre unique. Un *indicateur à paramètre unique* établit la valeur d'une grandeur – ici la biodiversité – à partir d'une unité de mesure unique. Cette unité peut être l'espèce, l'individu, le gène ou l'interaction. Dans les faits, la variabilité génétique est très peu renseignée de manière directe car cela implique des manipulations relativement lourdes, tout comme la diversité des interactions qui demande une connaissance trop précise du fonctionnement des écosystèmes. En fait, seule l'abondance d'espèces et d'individus est utilisée.

L'indicateur à paramètre unique le plus utilisé pour mesurer la biodiversité est la richesse spécifique qui se résume au nombre d'espèces présentes dans un écosystème, un pays ou la biosphère. Le problème est qu'il existe aujourd'hui un consensus parmi les écologues pour dire que les indicateurs de richesse spécifique sont peu informatifs des dynamiques qui animent les écosystèmes et la biosphère de manière générale (Balmford et al., 2005 ; Dobson, 2005).

Seule une minorité d'espèces a été jusqu'à présent décrite – peut-être 10 % (Barbault, 2000). Au total, 1,7 million d'espèces ont été décrites dont 1,3 million appartenant au règne animal et 350 000 au règne végétal. Le nombre d'espèces présentes sur la planète est estimé entre 10 et 30 millions. « *C'est ainsi qu'un million d'espèces d'insectes seulement est connu sur 8 à 15 millions au total, 70 000 espèces de champignons sur peut-être deux millions, et 80 000 espèces d'algues et de protistes sur près d'un million* » (Teyssède, 2004, p.26). Cependant, 95 % des vertébrés et 85 % des plantes vasculaires ont été décrits.

10 000 espèces supplémentaires sont identifiées chaque année. Au rythme des découvertes actuelles, on connaîtra cinq millions d'espèces en 2300, c'est-à-dire entre la moitié et 1/6^{ème} de la totalité des espèces. Si le taux de découverte passe à 20 000 espèces par an, ce chiffre de cinq millions sera atteint en 2170 (Chevassus-au-Louis, 2005). Le problème est qu'avant d'avoir pu connaître l'ensemble des espèces qui composent la biosphère, celles-ci auront probablement disparu.

Un autre élément qui permet de dire que la richesse spécifique ne représente pas un bon indicateur de biodiversité est que les taxons qui composent cette biodiversité peuvent répondre de manière très différentes à des changements environnementaux similaires (Dudley et al., 2005 ;

Gosselin et Laroussinie, 2004, pp.221-224). Une pression pour certaines espèces peut être une source d'opportunités pour d'autres¹². Il n'y a pas de corrélation entre les évolutions de la richesse spécifique de différents taxons et il est impossible de considérer que l'évolution de la biodiversité est bonne simplement parce que l'évolution de la richesse spécifique de certains taxons bien connus et bien renseignés l'est. Cela fait de l'indicateur de richesse spécifique un indicateur équivoque pour évaluer l'état de santé de la biodiversité.

Ensuite, l'extinction d'espèces n'est pas le meilleur moyen de mesurer les risques qui pèsent sur la variabilité génétique et la diversité fonctionnelle. « *En bref, les espèces rares et les populations isolées ont une faible diversité génétique, une courte durée de vie et ne contribuent pas significativement aux services écologiques rendus par les écosystèmes. Ainsi, la diversité génétique et l'impact écologique des mille à deux mille espèces d'oiseaux insulaires endémiques disparues du fait de la colonisation progressive des îles polynésiennes par les humains étaient comparables à celles d'une dizaine de populations ou espèces continentales apparentées, totalisant le même nombre d'individus* » (Teysnière, 2004, p.29).

Enfin, la richesse spécifique est un indice peu sensible aux variations de court terme – notamment lorsqu'on raisonne à large échelle – car l'extinction d'une espèce prend beaucoup de temps du fait de sa résilience aux changements exogènes (Balmford et al., 2003). Ainsi par exemple, la richesse spécifique est corrélée positivement avec le degré de fragmentation et de perturbation des habitats ce qui est contre-intuitif mais s'explique par le fait que le différentiel entre l'apparition d'espèces généralistes et la disparition d'espèces spécialistes est positif (Devictor et al., 2007). Les extinctions que l'on observe aujourd'hui sont ainsi liées à des processus qui ont commencé il y a des dizaines, voire des centaines d'années. C'est pourquoi les taux d'extinction nous renseignent sur le déclin passé des populations plus que sur les dynamiques actuelles (Teysnière, 2004) et, même si la richesse spécifique est un indicateur qui correspond bien aux représentations sociales de la biodiversité, il s'agit d'un bien mauvais indicateur pour suivre la dynamique de cette dernière. Il est donc possible d'utiliser un concept plus opérationnel que le taux d'extinction de la biodiversité pour aborder les risques qui la touche : *l'érosion de la biodiversité*. L'érosion de la biodiversité s'intéresse aux *variations d'abondance* au sein des espèces (Balmford et al., 2003, 2005).

L'avantage d'un indicateur d'abondance est qu'il est sensible aux dynamiques de court terme et qu'il envoie un message non équivoque pour la communication. Il permet par ailleurs de proposer des indicateurs à partir d'une liste d'espèces indicatrices correspondant à une liste de phénomènes à évaluer (Krebs, 2001 ; Lindenmayer et al., 2000). En effet, certaines espèces sont particulièrement informatives et suivre leur abondance peut offrir un indicateur pertinent pour évaluer l'état de santé d'un écosystème.

Les espèces ingénieurs structurent l'environnement naturel dans lequel elles évoluent. Il s'agit par exemple des vers de terre qui retournent une grande quantité de sol au profit des plantes. Dès lors, la « qualité » de l'habitat et le bon fonctionnement des cycles bio-géochimiques au sein d'un écosystème sont dépendants de l'abondance de ce type d'espèces. Pour évaluer l'état de santé d'un écosystème, il est aussi possible de suivre des *espèces parapluie* qui vont avoir besoin de grands territoires. En effet, leur évolution peut être révélatrice de l'état de santé de l'écosystème et de celui de toutes les espèces qui le composent. Il peut s'agir du grizzli en Amérique du Nord ou du tigre en Inde. Il est également possible de suivre l'abondance d'une *espèce clé de voûte* qui se trouve au cœur de nombreuses relations interspécifiques comme c'est le cas pour l'étoile de mer, les grands prédateurs ou les espèces à la base des chaînes

trophiques. Il suffit qu'un grand prédateur disparaisse pour que des espèces autrefois régulées deviennent invasives et bouleversent le fonctionnement de l'écosystème. De la même manière, si les espèces qui se trouvent à la base des réseaux trophiques disparaissent (algues, micro-organismes ou herbacées), c'est l'ensemble de la chaîne trophique qui va s'en trouver perturbée. Il est aussi possible d'avoir recours à des *espèces indicatrices* qui ne structurent pas les relations interspécifiques mais sont indirectement sensibles aux grandes interactions qui animent l'écosystème. Il peut s'agir du saumon dans les cours d'eau européens, de l'alouette des champs pour les habitats agricoles français



12 On peut penser par exemple aux processus d'enrichissement qui auront un impact négatif sur les espèces inféodées aux milieux ouverts, mais positif sur les espèces inféodées aux habitats forestiers

ou du butor étoilé dont l'état de santé est très sensible à celui de son habitat de prédilection que sont les roselières.

Les critères à partir desquels il est possible d'identifier ces espèces sont relatifs à trois choses : les connaissances disponibles concernant leur histoire, leur biologie et leur fonction ; la facilité avec laquelle il est possible de les suivre ; leur capacité à décrire des phénomènes structurels précis (Krebs, 2001, p.399).

Un point qu'il est déjà possible d'évoquer est que la principale espèce ingénieur est aussi la principale espèce clé de voûte : il s'agit de l'homme. En effet, c'est l'homme qui transforme et aménage le plus les habitats de la planète. Par ailleurs, c'est aussi l'homme qui représente le principal prédateur de la planète. L'abondance d'*Homo sapiens sapiens* pourrait ainsi représenter un bon indicateur de l'état de la biodiversité. Ce n'est pourtant pas le cas (Lebras, 1994). En effet, une faible abondance¹³ ou une forte abondance de la *population humaine* peuvent être toutes deux un indicateur de menace pour les écosystèmes et semblent montrer qu'il existe une relation de type courbe en U entre ces deux phénomènes (Locatelli, 2000).

L'usage d'espèces indicatrices pose en tout état de cause plusieurs problèmes.

Tout d'abord, le caractère équivoque des espèces indicatrices est toujours présent. En effet, qu'il s'agisse des espèces clé de voûte, des espèces ingénieur ou des espèces parapluie, il est souvent difficile d'interpréter une explosion de leur population ? S'agit-il d'un indicateur qui montre que l'écosystème fonctionne très bien ?

En fait, toutes ces *espèces indicatrices sont révélatrices de la recherche d'un équilibre*. Leur évolution brutale dans un sens ou dans l'autre, traduit un déséquilibre et un problème de régulation dans le fonctionnement de l'écosystème. Mais elle ne permet pas, le plus souvent, d'en cibler la cause de manière précise. Les espèces indicatrices peuvent finalement faire office de sonnette d'alarme mais c'est tout.

Un deuxième problème se pose alors. L'évolution des espèces indicatrices pourra toujours être liée à des effets aléatoires qui créent des biais dans l'approximation du phénomène qu'elles sont censées représenter. Ainsi, l'effondrement d'une espèce indicatrice à la suite de l'apparition d'un virus au sein de cette espèce ne traduira pas un mauvais fonctionnement de l'écosystème mais simplement l'apparition d'une épizootie. La sonnette d'alarme ne fonctionnera donc pas à bon escient.

Par ailleurs, les espèces indicatrices sont toujours reliées à un contexte fonctionnel spécifique qui empêche souvent de réaliser des comparaisons entre différentes régions. En effet, les espèces indicatrices peuvent ne pas être les mêmes selon ces contextes et l'évolution de leurs populations ne pas vouloir dire la même chose.

Enfin, il est difficile d'imaginer que les utilisateurs de la biodiversité acceptent d'évaluer l'état de cette dernière à partir d'un indicateur fondé sur l'abondance d'une seule espèce – fut-elle patrimoniale.

C'est pourquoi, au lieu de s'intéresser à l'abondance au sein de certaines espèces, il peut être utile d'avoir recours à un simple indicateur d'abondance globale. En effet, la variabilité génétique étant associée à l'abondance, celle-ci peut offrir un indicateur adéquat pour évaluer les futures capacités d'adaptation de la biosphère pour faire face aux changements globaux (Teyssède, 2004). Cependant, même si cet indicateur est relativement riche d'un point de vue informationnel, il pose un problème car il ne correspond pas aux représentations que la grande majorité des acteurs vont se faire de la biodiversité – largement dominée par la notion de diversité spécifique.

Ainsi, le problème rencontré par les indicateurs à paramètre unique – espèce ou individu – est qu'il leur est difficile de bénéficier d'une « double sensibilité » : vis-à-vis des dynamiques de la biodiversité qu'ils cherchent à approximer et vis-à-vis des représentations des acteurs qu'ils cherchent à toucher.

Il faut donc s'orienter vers les indicateurs composites. L'*indicateur composite* est l'exact opposé de l'indicateur à paramètre unique puisqu'il implique l'utilisation d'au moins deux unités de référence. Compte tenu du niveau de connaissances disponibles, les unités de référence retenues aujourd'hui sont le nombre d'espèces et l'abondance au sein de chaque espèce. La combinaison de ces deux unités permet de calculer la diversité spécifique qui peut être approchée à partir des indices de Shannon ou de Simpson¹⁴ (Krebs, 2001).

¹³ La faible densité favorise en effet des pratiques non durables telle que la culture sur brûlis qui a un fort impact sur la biodiversité.

¹⁴ Nous n'entrons pas dans les détails du calcul de ces indices qui n'a pas d'intérêt particulier dans notre exposé.

L'avantage de l'indicateur composite est de pouvoir prétendre à une certaine exhaustivité qui lui offre une forte légitimité. Cela lui permet par ailleurs de niveler, par la moyenne, les effets aléatoires.

Les indicateurs composites sont confrontés à deux questions scientifiques récurrentes (Couvet et al., 2007) :

- le mode de regroupement des populations ou des espèces et les critères d'évaluation de ces groupes ;
- les modalités de pondération de l'importance des espèces ou des groupes.

En ce qui concerne les *regroupements taxonomiques*, ces derniers doivent être guidés par un objectif d'intégration fort qui nécessite de développer des indicateurs permettant d'approximer (Balmford et al., 2005; tableau 4) :

- 1- La taille des populations et les risques d'extinction.
- 2- L'évolution des habitats.
- 3- Les services écosystémiques fournis à l'homme.
- 4- Les forces qui sont à l'origine de l'érosion de la biodiversité.
- 5- L'efficacité des mesures de conservation.

Tableau 4 : Exemple d'indicateurs de biodiversité fonctionnelle

Phénomènes à évaluer	Exemples d'indicateurs
Variabilité génétique au sein d'un écosystème	Variation de la taille des populations composant cet écosystème
Diversité spécifique au sein d'un écosystème	Variation du nombre d'espèces pondéré par leurs abondances relatives
Etat de santé d'un habitat	Variation de l'abondance des populations inféodées à ce type d'habitat
Originalité d'un écosystème	Variation de la taille des populations des groupes « spécialistes » / groupes « généralistes »
Fonction culturelle	Variation de l'abondance des populations patrimoniales ou utilisées pour les activités récréatives
Fonctions de régulation	Variation de l'abondance au sein de groupes fonctionnels et des niveaux trophiques
Fonctions d'approvisionnement	Variation de l'abondance des populations utilisées par l'homme pour se nourrir, se soigner, se chauffer...
Pressions sur la biodiversité	Variation de l'abondance des populations sensibles aux principales forces de changements (climat, agriculture, destruction des habitats...)
Efficacité des mesures de conservation	Variation de l'abondance des populations ciblées par des mesures de conservation

Ces indicateurs doivent par ailleurs concerner aussi bien des aires « naturelles » que des aires anthropisées, et prendre en compte les espèces domestiques.

Le problème est que, même lorsque l'indicateur est construit à partir d'un simple regroupement taxonomique, il est possible d'observer des variations opposées entre les différentes unités dont il est composé. En effet, la richesse spécifique peut augmenter pendant que l'abondance totale baisse. C'est pourquoi il est nécessaire de pouvoir désagréger un indicateur composite et de considérer ce dernier comme un indicateur « tête d'affiche » qui doit être articulé avec les indicateurs à paramètre unique qui le composent, de manière à pouvoir avoir une lecture claire des évolutions de la biodiversité. Un indicateur taxonomique composite devrait ainsi toujours être accompagné d'un indicateur de richesse spécifique, d'un indicateur d'abondance et d'un indicateur d'équi-répartition des espèces, auxquels il sera possible de se référer lorsqu'on cherchera à interpréter son évolution (Buckland et al. 2005 ; Couvet et al., sous presse).

La pondération des groupes fonctionnels est une question à la fois scientifique et politique comme la plupart des questions relatives aux indicateurs. Elle sera particulièrement importante pour les indicateurs fortement agrégés tels que l'indicateur planète vivante (IPV) que nous détaillerons dans notre prochaine sous-section. Ces pondérations peuvent être fonction du niveau de connaissance, de la qualité des données, de la richesse spécifique représentée au sein de chaque sous-groupe, de l'importance des espèces pour le bon fonctionnement de la biosphère...

Dans les faits, il existe trois choix possibles concernant la pondération, qui correspondent à trois représentations distinctes de la conservation.

- La première solution est *d'accorder le même poids à chaque espèce*. L'idée étant que chaque espèce a la même valeur. Cela soulève cependant la question de la sur-représentation des espèces situées à la base des réseaux trophiques (dans les zones où il existe un suivi important de la biodiversité) ou, a contrario, celle des espèces situées en bout de chaîne trophique (dans les zones où les suivis sont faibles)¹⁵. Cela pose aussi une question éthique importante. En effet, est-ce que la valeur accordée au panda ou à l'éléphant d'Afrique peut être la même que celle accordée à un insecte ? D'un point de vue écologique peut-être mais d'un point de vue social vraisemblablement pas. Un autre problème que pose un système de pondération neutre est que cela ne permet pas de traduire les niveaux de réponses fonctionnelles des écosystèmes. En effet, il peut sembler logique d'accorder un poids plus important à une espèce pour laquelle il n'existe aucun équivalent fonctionnel.
- Une deuxième approche en ce qui concerne la question de la pondération peut être qualifiée de « conservacionniste ». Dans cette perspective, il est important de *pondérer le poids des espèces en fonction de leur rareté*, des menaces d'extinction qui pèsent sur elles ou de leur caractère emblématique. En effet, il peut sembler logique de disposer d'indicateurs de biodiversité synthétiques qui soulignent les risques d'extinction de certaines espèces phares et les enjeux sociaux liés à leur rareté croissante (Butchart et al. 2005).
- Une dernière approche, qu'il est possible de qualifier d'« écologique », est *d'accorder un poids supérieur aux espèces qui remplissent des fonctions écologiques essentielles*. Or, les fonctions écologiques sont majoritairement assurées par les espèces les plus abondantes. Il deviendrait dès lors plus intéressant d'opérer une pondération en fonction des abondances relatives des différentes espèces prises en compte dans l'indicateur, notamment celles situées à la base de la chaîne trophique dont dépend l'ensemble des espèces de l'écosystème ou celles situées en bout de chaîne trophique qui sont indirectement sensibles à l'ensemble des changements qui touchent l'écosystème (Couvét et al., 2007).

Un autre élément important à prendre en compte pour la mise en place d'un indicateur composite est son adéquation avec les échelles symboliques et les questions sociales auxquels il renvoie.

Ainsi, les décideurs à l'échelle nationale ont pour objectif de montrer que le taux d'érosion de la biodiversité aura été réduit en 2010, compte tenu des objectifs fixés par la CDB.

A l'échelle locale en revanche, les indicateurs de biodiversité valorisés par les gestionnaires sont différents car les objectifs sont eux aussi différents. Ce que souhaitent montrer les décideurs locaux – gestionnaires et politiques – c'est l'originalité et la singularité de leur territoire, le caractère exceptionnel de leur écosystème.

Enfin, si l'on s'intéresse au grand public, il est nécessaire de pouvoir utiliser des espèces qui mobilisent fortement les représentations d'une part (ours, loups, cerfs, lynx... pour l'état de la biodiversité forestière par exemple) et/ou qui sont facilement observables (oiseaux et papillons communs par exemple).



¹⁵ En effet, s'il existe un effort important de suivi, les petits organismes, plus nombreux, seront très fortement représentés. En revanche, si cet effort est faible, seules les espèces les plus faciles à détecter seront bien décrites.

Les indicateurs composites : application au cas des oiseaux

Dans le domaine de la biodiversité, les risques concernent avant tout ceux qui sont liés à l'extinction des espèces comme nous l'avons expliqué. Les plus fameux indicateurs de biodiversité concernant les risques d'extinction sont *les listes rouges de l'Union Internationale sur la Conservation de la Nature*. Elles permettent de suivre l'évolution du nombre d'espèces menacées, c'est-à-dire « en danger critique », « en danger » ou « vulnérable »¹⁶. Ces listes rouges sont donc utilisées pour qualifier l'état de santé de la biodiversité d'un pays, d'une région ou d'un écosystème¹⁷ (Butchart et al., 2005).

Elles ont permis de développer des « indicateurs du statut » des espèces et, parallèlement, des « indicateurs de connaissance » sur ces espèces, des « indicateurs de tendance », des « indicateurs de pressions » (correspondant aux causes de déclin des espèces) et des « indicateurs de réponses » (correspondant aux mesures de conservation possibles).

Le suivi de la biodiversité est envisagé à partir du changement de statuts des espèces. Ainsi, si une espèce passe du statut de « en danger » à celui de « en danger critique », il est possible de considérer que cela traduit une dégradation de la biodiversité.

Selon ces classifications, 12 % de l'ensemble des espèces d'oiseaux de la planète ont un risque de s'éteindre d'ici une centaine d'années, **182 espèces sont en danger critique** et ont 50 % de chance de survivre au-delà des 10 ans à venir (Heath et Rayment, 2001). Par ailleurs, **351 espèces d'oiseaux sont en danger** et **674 sont vulnérables**¹⁸. Parmi les espèces vulnérables, 235 le sont dans les pays de l'OCDE. 170 espèces sont vulnérables aux changements de pratiques agricoles. La France compte pour sa part 17 espèces d'oiseaux menacées (catégorie prenant en compte les espèces en danger, en danger critique et vulnérables). Il est intéressant de noter qu'il existe, parallèlement aux classifications de l'UICN, d'autres catégories dont l'usage peut être une source de confusion. Ainsi, l'Inventaire national du patrimoine naturel décompte pour la France 20 espèces d'oiseaux « en danger », 52 espèces « vulnérables » et 37 espèces « rares »¹⁹.

Il existe un indicateur composite fondé sur les listes rouges de l'UICN, calculé à partir de la moyenne des statuts de conservation des espèces. Il s'agit de *l'Indicateur Liste Rouge (ILR)*. Il peut être calculé pour n'importe quel groupe d'espèces sur lequel il existe au moins deux données temporelles. Il est construit à partir du nombre d'espèces au sein de chaque catégorie de l'UICN et à partir du nombre d'espèces ayant changé de catégorie, ce qui traduit une amélioration ou une détérioration de l'état de la biodiversité. En ce qui concerne l'avifaune mondiale par exemple, son statut global s'est régulièrement dégradé au cours des vingt dernières années, quel que soit le contexte bio-géographique (Butchart et al., 2005).

Bien que de nombreux biais aient été corrigés, il reste un problème de fond pour ces indicateurs : ils évoluent sur le long terme (Balmford et al., 2003). En effet, ils s'intéressent en priorité aux disparitions irréversibles d'espèces et aux changements de statut qui ont lieu sur des pas-temps relativement longs. Or, les objectifs de la CDB, de l'UE et de la France, ont été fixés à l'horizon 2010 comme nous l'avons déjà souligné, ce qui nécessite le recours à des indicateurs évoluant à court terme. On retrouve par ailleurs, dans ces indicateurs, les limites que nous avons évoquées à propos des indicateurs de richesse spécifique, notamment le peu d'information offerte sur la variabilité génétique et la diversité fonctionnelle des écosystèmes.

Les indicateurs de l'UICN sont cependant souvent valorisés par les gestionnaires des zones protégées. Tout d'abord car ces espaces ont souvent été créés pour protéger une faune et une flore emblématiques menacées. Ensuite car il existe une forte incitation – financière et politique – de la part des programmes de conservation nationaux et internationaux à suivre et à « produire » des populations d'espèces en danger.

L'autre type d'indicateurs, qui se focalise sur l'érosion de la biodiversité et non pas sur les niveaux d'extinction, est la *variation relative des populations animales* ou végétales. Les indicateurs concernant les *populations d'oiseaux communs* ont, en particulier, été bien développés ces dernières années.



16 http://www.iucnredlist.org/info/categories_criteria2001#definitions

17 Ces classifications sont établies à partir de nombreux critères (Butchart et al., 2005) : taille des populations ; vitesse de l'érosion des populations ; niveau de réversibilité des causes de cette érosion ; surface du territoire occupée ; évaluation quantitative de la viabilité des populations.

18 <http://www.iucnredlist.org/info/tables/table5>

19 http://inpn.mnhn.fr/inpn/fr/inpn/esp_menacees.htm

L'enjeu est ici d'avoir des informations quantitatives sur la distribution et l'évolution numérique des populations des espèces d'oiseaux les plus communes (environ 120 espèces en France). Ces indicateurs ont de nombreux intérêts pour le suivi de la biodiversité (Heath et Rayment, 2001 ; Şekercioglu et al., 2004 ; Balmford et al., 2003, 2005 ; Gregory et al., 2005).

Tout d'abord, les oiseaux communs occupent une large gamme d'écosystèmes, y compris les écosystèmes urbains. Les indicateurs ont donc pour intérêt d'être construits à partir d'une source d'information facilement accessible et répartie de manière relativement homogène sur le territoire. C'est pourquoi il a été possible de construire un *réseau d'observateurs sur les oiseaux communs* générant un grand nombre de données (Levrel, 2006).

Les populations issues de la *biodiversité « ordinaire »* fournissent par ailleurs de grandes quantités d'individus – à l'inverse des espèces rares caractérisées par une faible abondance – et sont donc les populations qui contribuent le plus au fonctionnement des écosystèmes et à leurs évolutions. Des indicateurs fondés sur les oiseaux communs offrent donc des outils efficaces pour évaluer le fonctionnement des écosystèmes.

D'autre part, en étant situées à un niveau élevé dans la chaîne alimentaire, les populations d'oiseaux communs sont indirectement sensibles aux perturbations que subit l'ensemble des composants de l'écosystème. L'évolution de ces populations offre donc un indicateur qui permet de mesurer l'état de santé des écosystèmes. Par ailleurs, l'interprétation qu'il est possible d'avoir des tendances concernant ces populations repose sur une base conceptuelle solide – la biologie des populations et des métapopulations (Couvet et al., 2007).

Enfin, la biologie des oiseaux communs, le rôle de ces derniers dans le fonctionnement des écosystèmes et les causes de leur déclin sont relativement bien connus, à la différence de la plupart des autres éléments de la biodiversité. C'est pourquoi l'évolution des indicateurs oiseaux communs est relativement facile à interpréter.

Mais l'avantage décisif de ces indicateurs est qu'ils sont fondés sur le suivi de populations dont la taille est très sensible aux changements environnementaux ayant lieu à court terme, ce qui permet de produire des indicateurs dont l'évolution d'une année sur l'autre a un sens non équivoque. Ceci explique pourquoi ils peuvent fournir des outils d'évaluation politique efficaces pour mesurer les avancées liées aux objectifs de 2010.

D'un point de vue « social », les indicateurs oiseaux communs offrent aussi de nombreux avantages. Ils représentent tout d'abord une *« faune de proximité »* souvent bien connue du grand public. Ils mobilisent ainsi fortement les représentations sociales comme en témoignent les classifications traditionnelles concernant les oiseaux nuisibles – la corneille ou la pie –, les oiseaux de malheur – la chouette effraie ou le grand corbeau –, les oiseaux parasites – le coucou ou le labbe –, sans parler de toutes les expressions qui se rattachent aux noms d'oiseaux communs – « tête de linotte » ou « faute de grive... ».

C'est pourquoi la variation d'abondance des oiseaux communs représente quelque chose de concret pour de nombreux acteurs, mobilise fortement les représentations et peut servir d'objet intermédiaire pour des débats à propos de la biodiversité. Ceci est d'autant plus le cas que la faune aviaire fournit d'importants services écosystémiques dont la plupart des communautés de pratique ont bien conscience (Şekercioglu et al., 2004) :

- Services de régulation avec la prédation des espèces nuisibles dans les champs ;
- Services de prélèvement avec les espèces chassées et consommées par l'homme (qui est aussi un service culturel) ;
- Services d'auto-entretien avec la dispersion des graines ;
- Services culturels avec le « bird-watching ».



Sur quoi les indicateurs oiseaux communs peuvent-ils renseigner ?

Les premiers indicateurs qu'il est véritablement possible de tirer des oiseaux communs sont des indicateurs de diversité spécifique traditionnels qui permettent de suivre l'évolution de l'état de la biodiversité pour un écosystème ou un pays. Ces évolutions sont principalement caractérisées par les variations d'abondance puisque la richesse spécifique évolue lentement.

Au niveau des variations d'abondance relative nationales – qui correspondent à la moyenne de la variation d'abondance des espèces communes – les calculs réalisés montrent qu'*entre 1989 et 2001, les populations d'oiseaux communs (89 espèces prises en compte) auraient globalement régressées de 14 % en France*. Ces données montrent que 27 espèces sont en déclin, 14 espèces sont à surveiller, 40 espèces sont stables et 8 espèces augmentent²⁰.

Pour interpréter et expliquer ce déclin de manière plus fine, de nombreux paramètres explicatifs ont été statistiquement testés. Il s'avère que ni la chasse, ni les stratégies de migration, ni la masse corporelle des oiseaux, ne permettent d'expliquer le déclin actuel (Julliard et al., 2004). Ces évolutions sont liées au changement climatique et à l'évolution des pratiques agricoles c'est-à-dire aux deux principales sources de risques qui pèsent sur la biodiversité aujourd'hui (MEA, 2005).

Les indicateurs oiseaux communs permettent d'évaluer *l'impact du réchauffement climatique sur la biodiversité* en mesurant l'évolution des aires de répartition des oiseaux communs (glissement vers le nord) et la phénologie de la reproduction (période de ponte plus tôt dans l'année) qui offrent des approximations très intéressantes sur la réalité du réchauffement climatique, ses effets sur la biodiversité, et les réponses fonctionnelles que les espèces peuvent adopter (Julliard et al., 2004).

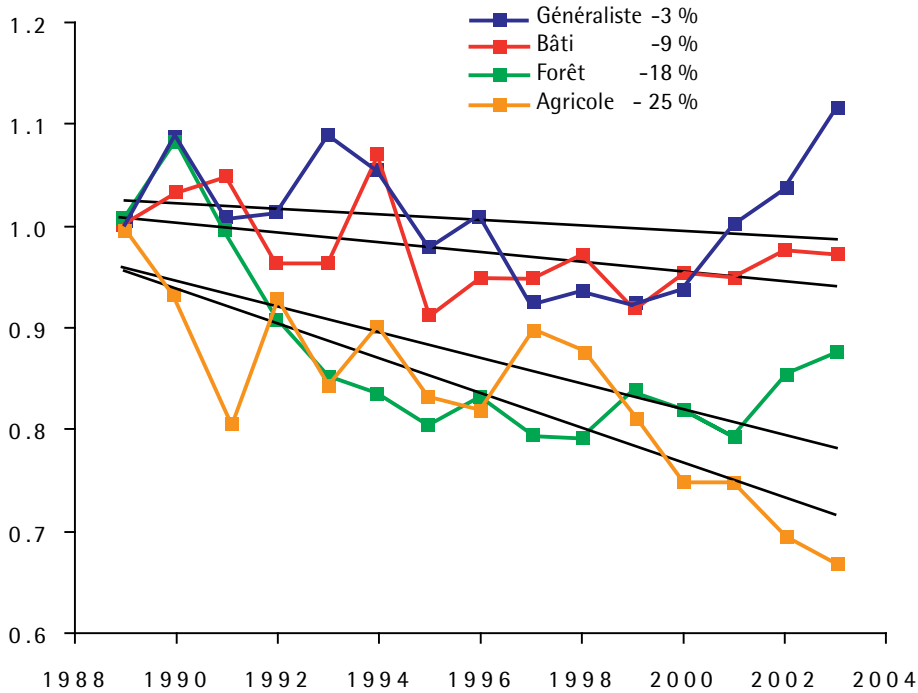
Les indicateurs oiseaux communs ont aussi été utilisés pour évaluer *les changements globaux concernant l'évolution de l'état de santé des habitats* (Julliard et al., 2006). Pour produire de tels indicateurs, les espèces communes ont été regroupées en fonction de leur degré de spécialisation vis-à-vis de certains habitats – milieux forestiers, agricoles et bâtis. L'évolution de l'abondance au sein de ces groupes doit permettre de mesurer les réponses de la biodiversité aux pressions spécifiques que subissent ces différents types d'habitats. La pertinence de ces indicateurs composites dépend de la manière dont sont sélectionnées les *espèces spécialistes* qui les forment. Ce niveau de spécialisation est mesuré par l'abondance des différentes espèces dans les différents habitats. Le critère retenu, pour qualifier une espèce commune de « spécialiste », est que son abondance dans un habitat spécifique est au moins deux fois supérieure à son abondance moyenne dans les autres habitats. A l'inverse, les *espèces généralistes* sont celles dont l'abondance varie peu d'un habitat à l'autre.

Ces indicateurs permettent de fournir une information sur la réalité de l'évolution des habitats, l'impact de cette évolution sur l'avifaune et la vulnérabilité de certaines espèces vis-à-vis des changements actuels ou passés tels que l'intensification agricole (Heath et Rayment, 2001 ; Julliard et al., 2004). En caractérisant précisément l'état d'un groupe d'espèces situées en haut de chaînes trophiques inféodées à un milieu particulier, les indicateurs d'espèces spécialistes renseignent sur la santé fonctionnelle des écosystèmes terrestres. L'état d'autres niveaux trophiques, selon des méthodes similaires, permettrait une appréciation beaucoup plus complète de la fonctionnalité de l'écosystème (Couvet et al., 2007). Ces indicateurs de spécialisation permettent par ailleurs d'évacuer un biais lié au problème des espèces invasives. En effet, l'arrivée d'une population invasive dans un écosystème se traduirait par une augmentation de l'abondance sans pour autant pouvoir en conclure que l'état du milieu s'améliore. L'approche par espèces spécialistes et généralistes a, enfin, pour avantage d'être appuyée par une théorie scientifique des niches écologiques bien documentée. Ainsi, plus la diversité des niches environnementales liées aux habitats spécifiques est importante, plus la diversité du vivant est, elle aussi, importante (Krebs, 2001).

Les résultats (figure 2) pour la période 1989-2003 montrent que les espèces spécialistes subissent un déclin plus important que les espèces généralistes (seulement 3 % de baisse entre 1989 et 2003). Ils soulignent plus particulièrement le déclin des espèces agricoles (- 25 %) et des espèces forestières (- 18 %) d'une part et la relative stabilité des espèces spécialistes des milieux anthropisés (- 9 %) de l'autre.

²⁰ Ces indicateurs sont consultables sur <http://www.mnhn.fr/mnhn/crbpo/index.html>

Figure 2 : Variation d'abondance des populations d'oiseaux spécialistes en France.



Source : Couvet et al., 2004

L'origine de la réduction des populations d'espèces agricoles est à chercher dans le processus d'intensification qu'a connu le secteur agricole, la disparition d'exploitations non spécialisées, des bosquets et des haies, l'usage d'intrants – pesticides, herbicides, engrais... – ou l'irrigation intensive (Krebs et al., 1999). Il est également important d'évoquer la déprise agricole dans les zones où l'intensification n'a pas eu lieu, qui conduit à la fermeture des milieux par des dynamiques d'enrichissement et à la disparition des espèces inféodées à des habitats agricoles ouverts (Bignal et McCracken, 1996).

En ce qui concerne le déclin des espèces inféodées au milieu forestier, les explications sont moins claires et ce d'autant plus que les superficies forestières n'ont fait qu'augmenter ces dernières années et que la grande faune inféodée à ce milieu semble bien se porter (Gosselin et Laroussinie, 2004).

Pour approfondir cette question des changements globaux concernant les habitats, un *indicateur de spécialisation communautaire (ISC)* a été développé (Devictor et al., 2007). Il permet de lier l'évolution du degré de spécialisation des communautés d'oiseaux communs avec le degré de fragmentation et de perturbation des habitats. Il offre un ratio du nombre d'individus issus d'espèces dites spécialistes par rapport au nombre d'individus issus d'espèces dites généralistes. Si ce ratio décroît, il est probable que l'on se trouve dans une situation d'homogénéisation fonctionnelle de la communauté (Olden et al. 2004), ce qui peut avoir de forts impacts sur la biodiversité dans son ensemble, sur les fonctions qu'elle assure dans les grands cycles biogéochimiques et sur les services écosystémiques de manière générale. Les tests statistiques montrent qu'il existe bien une tendance de ce type (Devictor et al., 2007).

A un niveau d'agrégation supérieur, il existe un indicateur composite qui regroupe l'ensemble des espèces communes vertébrées de la planète. Il s'agit de *l'indicateur planète vivante (IPV)*. L'IPV a été créé en 1997 dans le cadre d'un programme du World Wild Fund (WWF). Il a été mis en place pour mesurer l'évolution de l'ensemble de la biodiversité sur la planète.

Il est construit à partir d'un ensemble de **3 000 populations animales vertébrées** représentant plus de 1 100 espèces (Loh et al., 2005) vivant sur terre, en eau douce ou en eau salée.

Les oiseaux et les mammifères sont sur-représentés par rapport aux autres taxons tout comme les espèces des zones tempérées par rapport aux espèces tropicales. En revanche, les espèces communes et menacées sont à peu près également représentées dans l'indicateur.

L'indicateur intègre chaque année de nouvelles données, de nouvelles populations et de nouvelles espèces. Il existe deux méthodes pour le construire qui conduisent à peu près aux mêmes résultats (Loh et al., 2005) : une baisse d'un quart des effectifs entre 1970 et 2000.

L'indicateur est utilisé pour comparer des tendances selon différentes éco-régions – australo-asiatique, afro-tropicale, indo-malaise, néo-arctique, néo-tropicale, paléo-arctique – et en fonction de catégories – espèces terrestres, marines ou d'eau douce.

Un des résultats marquant est la différence d'érosion entre la zone paléo-arctique, qui a subi une réduction de 1 % de sa biodiversité terrestre entre 1970 et 2000, et la zone afro-tropicale qui a perdu 60 % de sa biodiversité terrestre.

Un problème lié à cet indicateur est que son usage est limité pour deux raisons : les populations suivies sont choisies de manière arbitraire à partir d'une approche fondamentalement pragmatique ; le nombre d'espèces par milieu et groupe fonctionnel donné est faible (Couvet et al., 2007).

Indicateurs directs et indirects : exemple des indicateurs de biodiversité utilisés dans le cadre de la gestion durable des forêts françaises

En France, la loi d'orientation sur la forêt de juillet 2001 affirme qu'il faut développer une politique de gestion durable et multifonctionnelle des forêts mais aussi qu'il est nécessaire de renforcer la protection de ces écosystèmes. Pour évaluer les avancées dans ce domaine, il est nécessaire de disposer d'outils de suivi parmi lesquels les indicateurs de biodiversité occupent une place importante.

Nous proposons ici de mettre en perspective les indicateurs de biodiversité issus des *indicateurs de gestion durable des forêts françaises* vis-à-vis de ceux issus de la stratégie nationale pour la biodiversité, de manière à identifier les particularités des premiers et tenter d'en tirer des enseignements.

Spécificité des indicateurs de biodiversité en milieu forestier.

Les indicateurs de biodiversité forestière appartiennent au critère 4 – « Maintien, conservation et amélioration appropriée de la diversité biologique dans les écosystèmes forestiers »²¹ – des indicateurs de gestion durable des forêts françaises (tableau 5).

La stratégie nationale pour la biodiversité qui a été adoptée en France en 2004 (Ministère de l'écologie et du développement durable, 2004) liste quant à elle un certain nombre d'indicateurs à suivre pour évaluer les avancées réalisées dans le domaine de la conservation de la biodiversité (tableau 2).

Au regard de ces dispositifs, nous identifions trois particularités pour les indicateurs de biodiversité en milieu forestier.

1) Spécificités d'un point de vue institutionnel.

Une première particularité concerne le processus institutionnel qui a permis de faire émerger les indicateurs de biodiversité. En effet, un des points forts des indicateurs de biodiversité dans le cadre de la gestion durable des forêts est qu'ils ont été pensés à partir d'une échelle européenne et qu'il existe donc une forte cohérence entre ces derniers et les indicateurs développés aux échelles nationales. C'est cette absence de mise en cohérence ex-ante, dans le domaine des indicateurs de biodiversité, qui a conduit à lancer le programme Sebi que nous avons évoqué plus haut.

Une autre particularité institutionnelle est la très forte représentation de l'Inventaire forestier national (IFN) dans les sources d'information utilisées pour développer des indicateurs de biodiversité pour la gestion durable des forêts françaises (12 indicateurs sur 15).

21 Il existe 5 autres critères de gestion durable des forêts : « Conservation et amélioration appropriée des ressources forestières et de leur contribution aux cycles mondiaux du carbone » ; « Maintien de la santé et de la vitalité des écosystèmes forestiers » ; « Maintien et encouragement des fonctions de production des forêts (bois et non bois) » ; « Maintien et amélioration appropriée des fonctions de protection dans la gestion des forêts (notamment sol et eau) » ; « Maintien d'autres bénéfices et conditions socio-économiques ».

Tableau 5 : indicateurs de biodiversité français et paneuropéens pour la gestion durable des forêts (indicateurs spécifiquement français en italique, sources entre parenthèses).

Composition en essence	Surface de forêts et autres terres boisées, classées par nombre d'essences présentes et par type de forêts (IFN) ;
	Pureté en surface terrière des peuplements par essence principale (IFN).
Régénération	Surface en régénération dans les peuplements forestiers équiennes et inéquiennes, classés par type de régénération (IFN).
Caractère naturel	Surface de forêts et autres terres boisées, classées en « non perturbées par l'homme », « semi-naturelles » ou « plantations », chacune par type de forêts (IFN) ;
	Surface de futaies régulières très âgées constituant des habitats spécifiques (IFN).
Essences introduites	Surface de forêts et autres terres boisées composées principalement d'essences introduites (IFN).
Bois mort	Volume de bois mort sur pied et de bois mort au sol dans les forêts et autres terres boisées classé par type de forêts (IFN).
Ressources génétiques	Surface gérée pour la conservation et l'utilisation des ressources génétiques forestières (conservation génétique <i>in situ</i> et <i>ex situ</i>) et surface gérée pour la production de semences forestières (Cemagref).
Organisation du paysage	Organisation spatiale du couvert forestier du point de vue paysager (IFN) ;
	<i>Longueur de lisière à l'ha</i> (IFN) ;
	Longueur de lisière à l'ha par type de peuplement national IFN (IFN) ; Coupes fortes et rases (IFN).
Espèces forestières menacées	Proportion d'espèces forestières menacées, classées conformément aux catégories de la Liste Rouge de l'UICN (MNHN).
Forêts protégées	Surface de forêts et autres terres boisées protégées pour conserver la biodiversité, le paysage et des éléments naturels spécifiques, conformément aux recommandations d'inventaire de la CMPFE (IFN) ;
	Densité de cervidés aux 100 hectares (ONCFS).

2) Spécificités d'un point de vue technique.

Une particularité des indicateurs de l'IFN est l'influence de *l'écologie du paysage* dans la sélection des indicateurs de biodiversité. Ce courant de pensée postule que c'est la structure spatiale des habitats qui détermine en grande partie la dynamique de la biodiversité (Burel et Baudry, 1999). Ici l'habitat est la forêt et sa structure peut être décrite à partir des indicateurs de composition en essences (mélange, pureté, présence d'espèces allochtones), de quantité de bois mort, de longueur de lisière, de présence de coupes rases, de surfaces en régénération, de mortalité des forêts (semi-naturelles ou exploitées). Même la composition en essence, qui pourrait être considérée comme un indicateur spécifique, apparaît ici plutôt comme un indicateur structurel dans le sens où il permet de caractériser un habitat favorable à la biodiversité dans son ensemble. Dans un sens plus large, il est possible de dire que certains indicateurs structurels concernent aussi l'environnement institutionnel (surface de forêts protégées).

Cette approche à partir des indicateurs « *structurels* » (encadré) – ou « *indirects* » – bénéficie d'un fort consensus, y compris parmi la communauté scientifique. Il est ainsi notable que lorsque des propositions d'indicateurs de biodiversité pour les milieux forestiers sont faites dans la littérature scientifique, celles-ci concernent toujours la dimension structurelle, avec par exemple la prise en compte des mares, des grottes, des éboulis, des clairières (Deconchat et Balent, 2004), l'utilisation d'indicateurs génériques renvoyant à l'hétérogénéité, la complexité et la connectivité des habitats forestiers (Lindenmayer et al., 2000) et même, tout simplement, les surfaces forestières gérées durablement (Dudley et al., 2005). Les indicateurs de gestion forestière concernant la biodiversité sont ainsi largement dominés par la dimension habitat. Les indicateurs dits « *taxonomiques* » (encadré 1) – ou « *directs* », tels que les espèces indicatrices ou les indicateurs composites fondés sur des regroupements d'espèces sont presque absents²².

22 Par ailleurs, ceux qui sont retenus sont faiblement informatifs. Ainsi, la « proportion d'espèces forestières menacées » n'est pas un indicateur qui évolue à court terme (même si les comparaisons spatiales que cet indicateur permet offrent une information précieuse). Quant à la « densité de cervidés », il est équivoque. En effet, s'agit-il d'un indicateur du bon état de la biodiversité, de son mauvais état ou même d'une pression sur la biodiversité ?

Indicateur structurel (ou indirects) : les indicateurs structurels de biodiversité sont à mettre en relation avec l'idée qu'il existe des structures paysagères – biologiques, physiques et sociales – qui ont un effet important sur la biodiversité et qui permettent donc de renseigner sur l'état de cette dernière de manière indirecte. Ceci explique pourquoi il est aussi possible de parler d'indicateurs indirects de la biodiversité.

Indicateur taxonomique (ou direct) : les indicateurs taxonomiques de biodiversité sont des indicateurs qui se focalisent sur le suivi de certains taxons – plantes, oiseaux, insectes, mammifères, etc. Ils cherchent à renseigner l'état de santé de la biodiversité de manière directe en s'intéressant aux différentes entités du vivant. Ceci explique pourquoi on peut parler d'indicateurs directs.

Encadré 1 : Différences entre les indicateurs structurels (indirects) et taxonomiques (directs).

Cette position se justifie par trois arguments que nous avons détaillés plus haut (Lindenmayer et al., 2000 ; Dudley et al., 2005). Premièrement, l'utilisation d'espèces indicatrices est délicate car leur évolution peut être due à des phénomènes aléatoires et indépendants de ceux que l'indicateur est censé renseigner, ce qui pose un problème d'interprétation. Ensuite, les indicateurs composites prenant en compte des échantillons de plusieurs espèces sont problématiques car ces dernières ne répondent pas de manière homogène aux changements environnementaux, ce qui crée là encore des problèmes d'interprétation. Enfin, il semble plus intéressant de disposer d'indicateurs qui vont être directement liés à des pratiques de gestion. Ce point est à l'origine de la troisième particularité des indicateurs de biodiversité en milieu forestier.

3) Spécificités d'un point de vue décisionnel.

Une dernière particularité des indicateurs de biodiversité en milieu forestier est qu'ils sont « pensés » pour les gestionnaires. En effet, tous les indicateurs structurels évoqués sont censés envoyer des messages clairs aux gestionnaires qui exploitent les forêts. C'est une caractéristique forte et constante des indicateurs de biodiversité qui sont pensés pour des exploitations agricoles. La sylviculture n'échappe donc pas à la règle. A ce titre, et si l'on prend la classification pression-état-réponse que nous détaillerons dans la prochaine section (cf. page 44), les indicateurs de biodiversité forestière fournissent plutôt des indicateurs de pressions et de réponses, qui auraient respectivement pour objectifs de souligner les menaces et d'offrir des normes de « bonne gestion », que des indicateurs d'état de la biodiversité à proprement parler. Ce particularisme est lié à l'histoire des forêts européennes qui sont gérées depuis plusieurs siècles et dont le bon état renvoie à une bonne exploitation. Cette démarche est par ailleurs assez logique dans un cadre institutionnel où 74 % des forêts appartiennent à des propriétaires privés auxquels il est nécessaire de fournir des indicateurs simples et parlants, adaptés à des pratiques d'exploitation.

Si l'on met de côté la première spécificité qui est de nature institutionnelle, il est intéressant de souligner que la caractéristique principale des indicateurs de biodiversité forestière est leur focalisation sur les paramètres paysagers les plus « parlants » pour les gestionnaires. Dans la suite de notre exposé, nous souhaitons souligner pourquoi il est important d'élargir cette question des indicateurs de biodiversité forestière aux indicateurs taxonomiques mais aussi pourquoi il est important de cibler d'autres catégories d'utilisateurs de la forêt.

Pourquoi compléter les indicateurs de biodiversité des forêts ?

Si l'usage d'indicateurs structurels pour le suivi de la biodiversité en milieu forestier offre de nombreux avantages, il semble malgré tout intéressant de pouvoir les compléter par des indicateurs taxonomiques.

Ce besoin s'explique par une simple illustration.

La première impression que l'on a, à la lecture du rapport sur les indicateurs de gestion durable des forêts, est que la biodiversité semble plutôt bien se porter (IFN, 2005). En effet, le seul indicateur qui apparaît comme véritablement négatif est l'indicateur de fragmentation²³.



Pour le reste, les peuplements mono-spécifiques ont tendance à régresser au profit des peuplements mélangés depuis une vingtaine d'année ; les forêts semi-naturelles sont celles qui profitent le plus de l'expansion forestière (plus que les plantations) ; on observe une stabilité des futaies régulières très âgées ; le taux de croissance des surfaces occupées par les espèces acclimatées est plus rapide que celui des espèces indigènes mais ces dernières augmentent toujours en valeur absolue et dominent largement les forêts françaises (93,7 % des peuplements) ; les espèces exotiques ne couvrent que 1 % des forêts et ce taux reste stable ; la quantité de bois mort est en forte augmentation, tout comme les surfaces d'espaces protégés.

Pourtant, il semblerait que certains indicateurs taxonomiques, concernant aussi l'ensemble du territoire français mais non pris en compte dans les indicateurs de biodiversité forestière, puissent traduire des tendances moins positives. Ainsi, les populations d'oiseaux communs inféodées aux milieux forestiers marquent un recul de - 18 % entre 1989 et 2003 (Couvet et al., 2004, 2007). Cette tendance est d'autant plus surprenante que ce taux est supérieur à l'ensemble des populations d'oiseaux communs (- 14 %), ce qui laisserait penser qu'il s'agit là d'un « effet habitat²³»

Il s'agit d'une information qui souligne que, même si les indicateurs structurels de la biodiversité montrent une tendance positive, celle-ci n'est pas forcément corrélée avec l'évolution des indicateurs taxonomiques. Ou alors cela reviendrait à admettre que le déclin des populations d'oiseaux communs inféodées aux milieux forestiers est uniquement dû à la fragmentation de ce type d'habitat – il s'agirait dans ce cas d'un paramètre explicatif écrasant tous les autres.

Certes, cette observation concerne un unique taxon et demande donc à être approfondie. Mais cela révèle une chose : il existe de *nombreuses incertitudes sur les liens qui existent réellement entre les indicateurs directs et indirects*. Cette incertitude est confirmée par la littérature (Balmford et al., 2005 ; Dudley et al., 2005 ; Gosselin et Laroussinie, 2004 ; Redford, 1992). Ainsi, même un indicateur aussi consensuel que l'abondance de bois mort apparaît, dans la littérature, comme un élément structurel controversé puisqu'une trop grande abondance de bois mort peut être à l'origine d'une nouvelle source de pression, du fait de la fréquence accrue des feux de forêts – en particulier dans les milieux méditerranéens (Thompson et al., 2007).

Au-delà de ce point technique, il existe d'autres arguments qui plaident en faveur de la prise en compte d'indicateurs directs.

Le premier est qu'en se contentant d'indicateurs structurels pour suivre l'état de la biodiversité, on en vient à inverser la question des fins et des moyens dans le domaine de la conservation. Les indicateurs indirects peuvent ainsi participer à une normalisation des pratiques de gestion forestière alors qu'il existe de grosses incertitudes sur l'effet réel de ces dernières pour ce qui concerne la biodiversité. L'usage exclusif d'indicateurs structurels peut ainsi conduire à substituer l'opinion



de l'expert à la préférence du gestionnaire qui a pourtant, lui aussi, ses intuitions sur les bons critères de gestion durable (Trannoy et Van Der Straeten, 2001), critères qui peuvent apparaître tout aussi valables dans des contextes écologiques et sociaux spécifiques que les gestionnaires locaux connaissent bien.

23 Il existe cependant de nombreuses controverses sur son mode de calcul et ce dernier peut traduire un accroissement de l'hétérogénéité du paysage favorable à une biodiversité inféodée aux espaces ouverts ou ayant besoin d'un habitat hétérogène.

24 Ce qui semble confirmé par la littérature (Julliard et al., 2004).

Le second argument est qu'il n'est pas possible d'orienter les indicateurs de biodiversité en fonction d'un seul public, en l'occurrence celui des gestionnaires. En effet, la question de la biodiversité en milieu forestier est une question sociale qui intéresse de nombreux autres acteurs. Ces derniers doivent donc pouvoir, eux aussi, avoir accès à des indicateurs qui leur permettent de participer aux débats publics. Il faut donc que les indicateurs de biodiversité soient parlants pour toutes les communautés de pratique qui portent un intérêt à cette question et pas uniquement pour les gestionnaires.

Comment articuler les indicateurs directs et indirects ?

Un premier point à clarifier pour traiter la question des indicateurs de biodiversité en milieu forestier est de savoir de *quelle biodiversité* on parle. En effet, comme nous l'avons souligné dans l'introduction, ce concept pluriel, polymorphe et controversé renvoie à une grande diversité d'objectifs de conservation portés par une grande diversité d'acteurs (Aubertin et Vivien, 1998 ; Barbault et Chevassus-au-Louis, 2004 ; Bouamrane, 2006). Ainsi, conserver la biodiversité peut vouloir dire beaucoup de choses. Mettre en place des indicateurs liés à la résilience des écosystèmes, à la richesse spécifique, à la variabilité génétique ou à la quantité de services écosystémiques, c'est fixer des objectifs de conservation qui peuvent ne pas être conciliables. C'est pourquoi il est nécessaire de lier les indicateurs de biodiversité avec les composantes précises que l'on cherche à conserver – si possible en les hiérarchisant (Failing et Gregory, 2003). Cette perspective doit conduire à l'élaboration d'indicateurs qui permettent de suivre les évolutions de chacune des composantes de la biodiversité et de souligner les contradictions qui peuvent apparaître entre différentes mesures de conservation. Les indicateurs, envisagés sous cet angle, doivent participer à la clarification des enjeux de la conservation de la biodiversité en milieu forestier et nourrir les débats à son propos.

Un autre point important est la nécessité de recadrer la *portée des indicateurs de biodiversité*. En effet, il n'est pas possible de considérer que le suivi de la biodiversité puisse se résumer à un nombre limité d'indicateurs taxonomiques (oiseaux communs par exemple) ou structurels (composition en essences par exemple) dont le principal avantage est d'être facile à documenter. Il est ainsi essentiel, tant que le nombre de taxons renseignés restera limité, de prendre en compte les opinions des spécialistes et des profanes pour compléter ces sources d'information quantifiées. Les expériences et les connaissances spécifiques de « terrain » peuvent en effet

compléter utilement les indicateurs de suivi sur la biodiversité si elles sont exprimées dans un cadre collectif transparent impliquant de nombreux acteurs, comme le suggèrent les principes de la démocratie technique (principes sur lesquels nous reviendrons dans la troisième section) (Callon et al., 2001).

Par ailleurs, dans ce contexte où il existe encore beaucoup d'incertitudes, il faut privilégier des *approches modestes et prudentes* à propos de la conceptualisation et de l'usage des indicateurs de biodiversité. Ces derniers doivent représenter des outils d'expérimentation plutôt que de normalisation dans une perspective de gestion adaptative de la biodiversité où les connaissances et les pratiques co-évoluent²⁵ (Arrow et al., 2000 ;



25 Nous reviendrons aussi de manière plus approfondie sur cette question de la gestion adaptative dans la troisième section.

Gunderson et Holling, 2002 ; Olsson et al., 2004 ; Weber, 1996). Les pratiques de gestion doivent ainsi pouvoir rester hétérogènes et adaptées à des contextes écologiques et institutionnels spécifiques, tout comme les indicateurs. Ainsi, un même indicateur de biodiversité pourra fournir deux informations différentes – traduire une évolution positive ou négative – selon les contextes (la densité de cervidés par exemple). Il peut aussi être contre-productif de vouloir utiliser exactement la même batterie d'indicateurs pour des forêts situées au sein de réserves naturelles et des forêts privées exploitées à des fins commerciales. Certes, des indicateurs communs – tels que ceux de l'IFN – doivent permettre de réaliser des comparaisons mais il est tout autant nécessaire de développer des indicateurs qui soient adaptés à des contextes spécifiques.

Il semble donc exister aujourd'hui deux priorités dans le domaine du développement des indicateurs de biodiversité en milieu forestier.

Il apparaît tout d'abord important de mettre en place des indicateurs de biodiversité taxonomiques directs, complémentaires aux indicateurs structurels existants, pour limiter le niveau de controverse et améliorer les débats à propos de la gestion de la biodiversité.

Ainsi, comme nous l'avons souligné plus haut, des avancées importantes ont été réalisées dans la conception d'indicateurs composites en proposant des regroupements à partir des caractéristiques fonctionnelles des espèces et non plus simplement de leur appartenance à un même taxon (Julliard et al., 2006 ; Couvet et al., sous presse). De tels regroupements permettent d'obtenir des indicateurs non équivoques, ciblés, et dans lesquels les problèmes de phénomènes aléatoires sont réduits par un effet de moyenne. Cela nécessite cependant de *mettre un accent particulier sur les méthodes de sélection des groupes taxonomiques suivis*.

Parallèlement, il est nécessaire *d'évaluer de manière approfondie la qualité des indicateurs indirects, en discriminant les liens de causalité entre les dynamiques des structures paysagères des forêts d'une part et les dynamiques des groupes taxonomiques de l'autre*. Des travaux à large échelle visant à mettre en relation des indicateurs structurels et des indicateurs taxonomiques ont déjà donné des résultats intéressants dans le cadre des milieux agricoles (par exemple en articulant des indicateurs issus de la base de données Teruti – structure du paysage agricole français – et de la base Stoc – suivi temporel des oiseaux communs-) et permis de relier des questions de conservation avec des questions d'aménagement du territoire (Devictor et al., 2007). Ce type d'expériences doit pouvoir être multiplié pour mieux comprendre les liens entre les évolutions structurelles et fonctionnelles des écosystèmes forestiers.



Section 2 :

Les indicateurs d'interactions société-nature



Les indicateurs d'interactions société-nature sur lesquels nous allons nous attarder dans cette section renvoient à ce que l'on entend traditionnellement par « indicateur de développement durable ». Nous tenons cependant à cette dénomination d' « indicateurs d'interactions » car nous nous attachons à analyser leurs capacités à décrire les interactions qui existent entre les dynamiques de la biodiversité et les dynamiques socio-économiques.

Quelques indicateurs synthétiques écolo-centrés

Un domaine de recherche très dynamique autour de la biodiversité est celui de la production d'indicateurs synthétiques. Nous avons déjà décrit l'indicateur liste rouge, l'indicateur de spécialisation communautaire et l'indicateur planète vivante qui ont pour objectif de réaliser des regroupements taxonomiques permettant de mieux décrire les évolutions de la biodiversité et les risques qu'elle subit. Une autre catégorie d'indicateurs synthétiques concerne les interactions société-nature qui ont pour fonction de mieux appréhender les dynamiques socio-économiques à l'origine de ces risques.

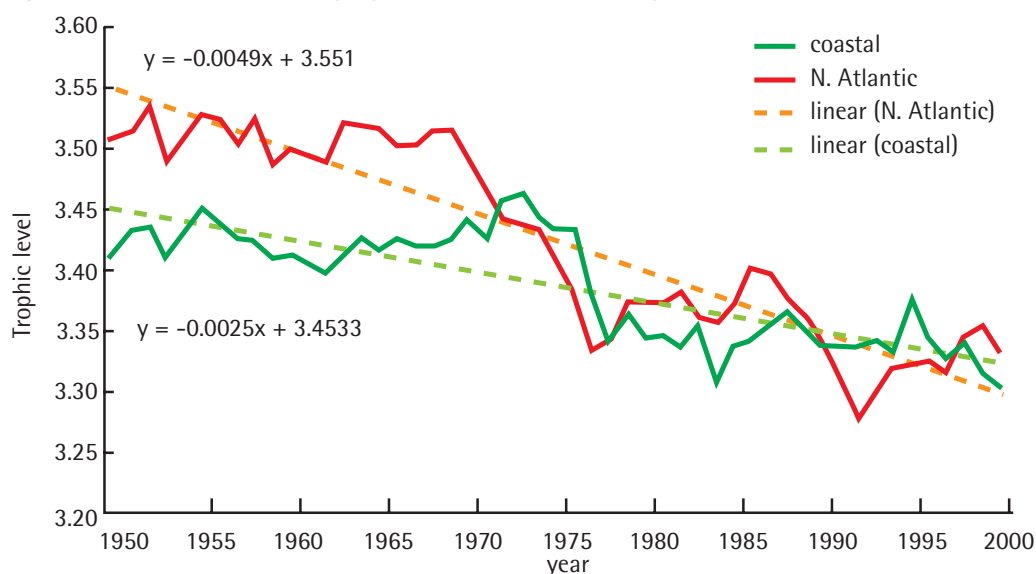
L'indicateur trophique marin.

Un premier indicateur synthétique qu'il est possible d'évoquer est l'indicateur trophique marin de l'Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO). Il s'agit d'un indicateur développé depuis 1998 à partir des données concernant les prises de pêches depuis 1950.

Cet indicateur est fondé sur les *niveaux trophiques auxquels les prises sont réalisées*. Sachant qu'un niveau trophique correspond au rang qu'occupe un être vivant dans la chaîne alimentaire, il est possible de classer les niveaux trophiques de manière très simple : « producteurs primaires » (réalisant le processus de photosynthèse), « consommateurs primaires » (micro-organismes, invertébrés), « consommateurs secondaires » (petits vertébrés), « grands prédateurs » (mammifères), « super-prédateurs » (hommes) et « décomposeurs » (consommateurs des déchets des précédents). Il est aussi possible d'identifier de nombreuses catégories et sous-catégories beaucoup plus fines impliquant un grand nombre de niveaux (Barbault, 2000). Plus on se situe à un niveau élevé dans la chaîne, plus le nombre d'espèces est réduit.

Le travail de la FAO a pu prendre en compte plus de 200 espèces ou groupes d'espèces réparties selon leurs niveaux trophiques. A partir de ces informations, un indicateur de niveau trophique moyen des prises a pu être calculé (Pauly et Watson, 2005). Ce dernier décroît tout au long de la seconde moitié du XXème siècle (figure 3).

Figure 3 : Evolution de l'indice trophique marin selon les aires d'exploitation.



Source : Pauly et Watson, 2005, p.419

Cette tendance traduit une baisse des prises dans les niveaux trophiques élevés et un épuisement des pêcheries mondiales. Cette érosion touche tous les océans et serait caractérisée par une raréfaction des échelons supérieurs – les plus recherchés – qui pousserait les pêcheurs à s'orienter vers des poissons de plus petites tailles. Cette interprétation est corroborée par les résultats liés à deux autres indicateurs – la profondeur des prélèvements qui est en augmentation et la quantité pêchée par chalutage qui est en diminution (Couvet et al., 2007). Une des sources de légitimité de l'ITM (indicateur trophique marin) est qu'il est fondé sur une théorie écologique solide qui est celle des réseaux trophiques (Krebs, 2001). Du point de vue de la biodiversité, l'ITM peut ainsi être considéré comme un indicateur de fonctionnalité des écosystèmes et de variation des services écosystémiques. Il permet en effet de s'intéresser, de manière indirecte, à l'évolution des *services de prélèvement offerts par la biodiversité marine*.

Pour aller plus loin dans l'utilisation de cet indicateur, il serait intéressant de le calculer à partir des pays d'origine de l'exploitation de manière à faire ressortir les responsabilités de certains pays dans l'évolution de cet index²⁶ et pas uniquement en fonction des aires d'exploitation comme le propose l'ITM aujourd'hui.

L'empreinte écologique.

L'empreinte écologique (EF²⁷) a été créée par William Rees (Rees, 1992 ; Ecological Economics, 2000, vol.32) pour évaluer des politiques d'urbanisme. L'ONG Redefining Progress (créée en 1994) l'a ensuite développée et le WWF en a fait un de ses indicateurs phares. L'EF s'intéresse uniquement aux ressources naturelles renouvelables et donc à la biodiversité (sols, forêts, espèces vivantes...).

Il est censé faire le rapport entre les flux de ressources utilisées par l'homme et les capacités de renouvellement de celles-ci pour un mode de consommation et une technologie donnés (Gadrey et Jany-Catrice, 2005). Le calcul n'est pas fait à partir des *capacités de renouvellement des ressources d'un pays mais à partir d'une capacité mondiale nommée l'hectare bio-productif moyen*. L'EF est construit à partir de la *consommation finale* d'un pays et utilise une matrice de conversion qui permet de calculer l'équivalent de ressources naturelles renouvelables consommées. L'unité d'équivalence utilisée pour réaliser ce rapport est l'hectare d'écosystème consommé par un individu²⁸, une ville, une entreprise ou un pays. Il est possible de calculer cinq types d'EF (Gadrey et Jany-Catrice, 2005, p.73) :

- *L'empreinte terres cultivées* qui représente les surfaces mises en exploitation pour produire les matières premières nécessaires à l'alimentation ou à la production industrielle.
- *L'empreinte terres pâturées* qui permet de disposer de bétails pour la viande, le cuir, la laine, le lait... Pour être comptabilisé dans cette empreinte, le bétail doit occuper les terres de manière permanente et ne pas être nourri de manière industrielle.
- *L'empreinte forêts* qui correspond aux exploitations forestières qui permettent de répondre aux besoins en bois et en produits non ligneux forestiers. Le bois énergie n'est pas pris en compte dans l'empreinte forêts.
- *L'empreinte zone de pêche* qui correspond aux besoins en poissons et en fruits de mer d'une population. La diversité spécifique est prise en compte de manière à pondérer la biomasse halieutique.
- *L'empreinte énergie* qui correspond à la superficie nécessaire pour répondre aux besoins en énergie. Cette empreinte se subdivise en quatre : l'énergie issue de combustibles fossiles, de la biomasse, des centrales nucléaires et des centrales hydrauliques.

Le concept de capacité de renouvellement pour l'EF est proche du concept de capacité de charge en permettant de savoir si l'homme consomme plus que la nature ne peut produire et d'établir ainsi une dette ou un crédit en terme de consommation d'écosystèmes.

26 Précisons que la mise en place d'un tel indicateur serait aisée car les données de bases sur lesquelles est fondé l'ITM sont organisées en fonction des pays exploitants (Pauly et Watson, 2005).

27 Nous utilisons l'acronyme anglais (d' « Ecological Footprint ») pour ne pas le confondre avec l'éco-efficience que nous évoquerons plus loin.

28 Le calcul à l'échelle individuelle est d'autant plus aisée qu'il est possible de le faire en ligne (<http://www.earthday.net/footprint/index.asp>) en répondant à une liste de questions simples.

On peut donc savoir combien de planètes seraient nécessaires si l'ensemble de l'humanité consommait comme tel ou tel pays, tel ou tel individu, etc. La force de cet indicateur est donc d'être très parlant et de permettre des comparaisons à différentes échelles à partir des modes de consommation. L'EF établit que, pour respecter les capacités de régénération de la biosphère, l'homme ne doit pas consommer – dans le cas où la population resterait stable – plus de 1,4 hectares de superficie terrestre. Or, *un Américain moyen en consomme 9,6 hectares, un Canadien 7,2 et un Européen 4,5*. En comparaison, l'EF d'un habitant du Pakistan ou de l'Inde se situe autour de 0,8. A l'échelle d'une ville, il est possible de prendre l'exemple de Londres qui compte 12 % de la population du Royaume-Uni et couvre 170 000 hectares mais qui consomme l'équivalent de 21 millions d'hectares (Programme des Nations unies pour l'environnement, 2002). La conclusion du calcul de l'empreinte écologique est que le mode de consommation moderne n'est pas soutenable.

L'EF représente l'indicateur d'interactions société-nature le plus emblématique et le plus médiatisé aujourd'hui. Il a ainsi donné lieu à une émission en « prime time » sur France 2 pendant laquelle diverses personnalités du monde des médias devaient calculer leurs empreintes écologiques. Cette émission intitulée ClimAction (3 juin 2003) était organisée autour de 43 questions auxquelles les invités répondaient les uns après les autres pour calculer petit à petit leurs EF. Parsemée d'interventions de scientifiques et d'explications concernant l'impact des activités humaines sur l'environnement, cette émission représente un exemple unique de l'utilisation d'un indicateur dans un cadre pédagogique à très large échelle. L'EF a par ailleurs été le seul indicateur évoqué par le président Jacques Chirac lors de son intervention au sommet de Johannesburg en 2002 (Gadrey et Jany-Catrice, 2005, p.69).



L'empreinte écologique souffre pourtant de plusieurs défauts majeurs.

Tout d'abord, les conventions d'équivalence concernant l'empreinte énergie sont très discutables (Gadrey et Jany-Catrice, 2005, p.73). Ainsi, l'empreinte énergies fossiles correspond à la surface forestière nécessaire à l'absorption du dioxyde de carbone émis par les combustibles fossiles et l'empreinte énergies biomasses correspond à la surface forestière nécessaire à la production de l'énergie biomasse. Or, il existe de nombreuses incertitudes sur ces deux calculs. Mais c'est pour l'empreinte énergie nucléaire que le principal problème se pose. Elle est en effet calculée selon la même méthode que l'énergie fossile. Or, il s'agit là d'une hypothèse scientifiquement fautive. En effet, l'émission de gaz à effet de serre est moins élevée pour le nucléaire que pour les combustibles fossiles. Ce choix est sans doute motivé par le fait qu'il est délicat d'intégrer la question des risques nucléaires (notamment en ce qui concerne les déchets radioactifs) dans l'EF, mais la solution adoptée apparaît discutable.

La controverse sur ces conventions d'équivalence pose un problème d'autant plus grand que l'empreinte écologique dépend à 70 % de l'empreinte énergie (Ayong-Le-Kama, 2006).

Un second problème est que, si l'empreinte écologique est théoriquement calculable de l'échelle individuelle à l'échelle internationale il apparaît que, dans les faits, il n'existe pas de données sur la consommation finale à des échelles intermédiaires telles que la région ou le département (Rousseau, 2006).

Un troisième problème concerne l'hypothèse du niveau de technologie et de population donné, qui permet de calculer le rapport entre les quantités consommées et les capacités de régénération de la biosphère – mais aussi la *capacité de charge de 1,4 hectare par habitant*. En effet, toute l'histoire humaine est caractérisée par une augmentation de la population et des innovations technologiques – entre lesquels il existe de nombreuses interdépendances (Lebras, 1994). L'EF propose uniquement de réaliser des simulations en fonction des niveaux de consommation

alors qu'il apparaît tout aussi intéressant de pouvoir réaliser des calculs en partant de différents niveaux de technologie et/ou de population. A titre d'exemple, le développement des énergies renouvelables, le recyclage ou la révolution doublement verte sont autant de pistes pour découpler la consommation finale de la consommation en ressources naturelles renouvelables.

Le véritable point fort de l'EF est sa vertu pédagogique. Cet indicateur permet en effet de réaliser des comparaisons de manière ludique, en liant des pratiques quotidiennes avec des changements globaux. Cette qualité essentielle et sans équivalent sur le marché des indicateurs a fait oublier ses défauts conceptuels majeurs.

L'indicateur de capital naturel (ICN) et l'indicateur d'intégrité de la biodiversité (IIB)

L'ICN a été développé aux Pays-Bas et l'IIB en Afrique du Sud. Ces deux indicateurs sont fondés sur une démarche très pragmatique qui a pour objectif d'évaluer l'érosion de la biodiversité à partir de l'impact des activités humaines sur les habitats naturels.

L'ICN s'intéresse à deux éléments qui permettent de caractériser l'évolution des habitats (RIVM, 2002) : leur quantité et leur qualité. L'évolution quantitative des habitats est liée à la conversion d'espaces « naturels » en espaces agricoles et à l'urbanisation. L'évolution qualitative est liée à la pollution, au réchauffement climatique, à l'introduction d'espèces invasives et à la fragmentation des habitats qui se traduit par la diminution de l'abondance d'un certain nombre d'espèces clés appartenant aux vertébrés et aux plantes.

L'évolution de la qualité et de la quantité est calculée à partir d'un ratio qui représente un changement par rapport à un état de référence initial :

*ICN = évolution de la quantité des écosystèmes (en %) * évolution de la qualité des écosystèmes (en %).*

Les résultats obtenus pour les Pays-Bas sont un niveau de 40 % de la quantité et de 44 % de la qualité des écosystèmes naturels par rapport à un état de référence pré-industriel, c'est-à-dire que l'ICN est égal à $0,40 * 0,44 = 0,176$ (17,6 % par rapport à l'état de référence).

Il est possible de faire ce calcul pour différents types d'habitats et à différentes échelles spatiales pour souligner ainsi la distribution des pressions anthropiques sur la biodiversité.

Un autre indicateur de biodiversité, fondé sur la même approche et qui a bénéficié d'un bien plus grand succès scientifique, est l'indicateur d'intégrité de la biodiversité. Il s'agit en effet du seul indicateur de biodiversité composite – présenté comme tel – qui a donné lieu à une publication dans la prestigieuse revue Nature (Scholes et Biggs, 2005). L'IIB est un indicateur indirect d'abondance moyenne concernant un ensemble d'organismes (vertébrés et plantes) vivant dans une aire géographique donnée.

Il a pour objectif (non déclaré) de compléter l'indicateur planète vivante que nous avons évoqué plus haut en permettant une évaluation de l'évolution de la biodiversité dans les pays où il n'existe pas d'informations suffisantes pour faire des calculs d'abondance relative des populations. Cet indicateur propose en effet une approximation de l'évolution de la biodiversité à partir de l'impact des activités humaines²⁹ sur des populations animales et végétales de référence et de généraliser cet impact sur l'ensemble des populations appartenant aux mêmes groupes fonctionnels. Chaque taxon est ainsi divisé en plusieurs groupes fonctionnels (entre 5 et 10) composés d'espèces répondant de manière similaire aux pressions exercées par les activités humaines. Les regroupements fonctionnels sont réalisés à partir de trois critères clés : la taille corporelle des organismes, les niches trophiques utilisées et les stratégies de reproduction adoptées.

L'impact est estimé par avis d'experts. Il est suggéré d'utiliser au minimum trois spécialistes pour chaque groupe taxonomique (plantes, mammifères, oiseaux, reptiles et amphibiens). Ces derniers doivent évaluer l'impact des activités sur les populations des différents taxons et selon les écosystèmes types (forêts, savanes, prairies, zones humides et friches). Cette approche par avis d'experts pose un problème de légitimité car l'expert est porteur de valeur qu'il va exprimer à travers ses critères d'évaluation et les conventions d'équivalences retenues (Couvet et al., 2007). Ce problème peut cependant être atténué par le recours à plusieurs experts comme cela est suggéré par les auteurs.

29 Les activités en question sont les suivantes : « protection », « usages modérés », « activités source d'érosion pour la biodiversité », « agriculture », « plantations », « urbanisation ».

L'agrégation des données obtenues pour chaque groupe fonctionnel est pondérée par la surface de chacun des écosystèmes pris en compte dans l'indicateur et par la diversité spécifique estimée au sein de chaque type d'écosystème (Scholes et Biggs, 2005). L'indicateur est représenté à partir d'un ratio comme pour l'ICN. Les résultats obtenus pour l'Afrique du Sud sont que la totalité des espèces a une abondance moyenne qui correspond à 84 % de celle qui existait à la période pré-moderne (71 % pour les mammifères).

Cet indicateur permet de réaliser des suivis à partir d'échelles écosystémiques, à partir d'activités ayant un impact sur les habitats ou à partir de groupes fonctionnels. L'IIB garde cependant le même sens quelle que soit son échelle d'utilisation. Ainsi, pour l'Afrique du Sud, l'IIB a été utilisé à une échelle nationale ($1,2 * 106 \text{ km}^2$), une échelle provinciale ($1,35 * 105 \text{ km}^2$) et une échelle administrative locale ($4,6 * 104 \text{ km}^2$).

Les résultats obtenus grâce à l'IIB ont été testés (notamment à partir de cartes de répartition concernant les mammifères) et ont permis de souligner la robustesse de cet indicateur.

L'intérêt majeur de l'ICN et de l'IIB est de permettre une évaluation des taux d'érosion absolus de la biodiversité dans les pays occidentaux et les PED, en partant d'une échelle de référence commune qui est la période pré-industrielle. Ces indicateurs offrent ainsi l'opportunité de souligner que les pays du nord ont depuis longtemps érodé la plus grande part de leurs ressources naturelles renouvelables³⁰.

La force de l'ICN et de l'IIB est ce qui fait leur faiblesse. En effet, le recours à un état de référence pré-industriel, implicitement considéré comme « désirable », est socialement inacceptable. Les concepteurs défendent cette approche en précisant qu'il ne s'agit pas d'un état désirable mais d'un état de référence permettant de se positionner et de fixer des objectifs politiques en fonction des états passés. Malgré tout, cela pose un problème pour son appropriation par les usagers potentiels.

Les indicateurs d'interactions utilisés dans le cadre de la comptabilité nationale

Il existe deux manières d'envisager la question des indicateurs concernant les interactions entre les activités humaines et la dynamique de la biodiversité dans le cadre de la comptabilité nationale (Vanoli, 2002). La première option est de mettre en place des indicateurs qui pourront être intégrés dans *les systèmes de comptes nationaux* (SCN) grâce au développement de *comptes satellites*. La seconde option est d'utiliser des *agrégats de la comptabilité nationale* pour les ajuster en vue de produire des indicateurs de développement durable.

L'objectif de la comptabilité nationale est de mesurer l'évolution de la richesse monétaire (valeur ajoutée) créée par différentes branches d'activités dans un pays. La somme de ces valeurs ajoutées représente le PIB. Les limites du PIB en tant qu'indicateur de développement – et *a fortiori* de développement durable – sont nombreuses (Viveret, 2003 ; Gadrey et Jany-Catrice, 2005). Les comptes satellites ont pour objectif de compenser ces limites en fournissant des informations comptables sur des phénomènes sociaux et écologiques qu'il est difficile de prendre en compte dans le cadre central de la comptabilité nationale.

L'élaboration de comptes satellites sur l'environnement a été possible grâce à la mise en place du système de comptabilité économique et environnementale (SCEE) par l'ONU en 1994 (Vanoli, 2002, p.434). Ils correspondent à des comptes physiques qui enregistrent des stocks de ressources naturelles d'ouverture et de clôture pour une période donnée. L'objectif de ce système comptable est de prendre en compte les coûts environnementaux liés aux activités humaines, qui ne sont pas intégrés dans le SCN³¹.

La biodiversité apparaît très clairement dans le SCEE à travers les « actifs naturels non produits ». Les coûts associés à l'épuisement des actifs naturels renouvelables sont calculés seulement lorsque les activités de prélèvement ne respectent pas les taux de renouvellement de ces ressources. En ce qui concerne les terres, les paysages et les écosystèmes, ces coûts sont liés à

30 Ce qui permet de souligner l'hypocrisie de certaines organisations internationales lorsqu'elles pointent du doigt les taux d'érosion annuels de la biodiversité dans les PED à travers des indicateurs comme l'épargne véritable – auquel nous nous intéresserons dans la sous-section suivante.

31 Le SCEE est actuellement en cours de transformation et ce qui est présenté ici ne tient pas nécessairement compte de certaines avancées récentes.

l'érosion des sols, à la mise en culture ou à la destruction d'écosystèmes non cultivés. Ces actifs naturels ne sont pas forcément dans les frontières du pays (exemple des stocks de poissons) et il peut par ailleurs s'agir de ressources produites par l'homme (forêts exploitées par exemple). Un autre élément intéressant est que l'épuisement des actifs naturels peut être calculé en fonction de son origine – intérieure ou extérieure – ce qui est très important pour les PED, puisqu'une part importante de l'érosion de la biodiversité dans ces pays peut être imputée à des entreprises étrangères. La prise en compte des coûts de restauration des actifs naturels pour la collectivité est aussi un point fort du SCEE.

Pour construire les matrices d'équivalence, il est nécessaire d'utiliser des modèles qui vont décrire les impacts des activités humaines sur les actifs naturels et de réaliser ensuite des conversions monétaires. Les modèles utilisés sont des *modèles de dynamique des systèmes (input-output) qui relient des stocks – abondance des populations – avec des flux – prélèvement d'un nombre d'individus*. Une fois ces stocks et ces flux déterminés, il faut procéder à une conversion monétaire de ces derniers.

Le premier problème que pose la construction de ces modèles à une échelle nationale est qu'il faut pouvoir disposer de données sur les interactions entre les activités humaines et les dynamiques des actifs naturels. Or, les systèmes de suivi standardisés concernant ces interactions sont encore rares³². Par ailleurs, la *conversion monétaire pose de nombreux problèmes* de nature technique et éthique (O'Connor et Spash, 1999 ; Vanoli, 2002).

Enfin, il faut ajouter que les comptes satellites ne sont pas véritablement utilisés dans les débats publics car ce qui n'entre pas dans le cadre central de la comptabilité nationale est finalement vite oublié par les décideurs (Gadrey et Jany-Catrice, 2005).

C'est pourquoi une autre piste a été de travailler directement sur les agrégats du cadre central du SCN. L'ajustement des agrégats de la comptabilité nationale a pour objectif de créer une sorte de « PIB vert » qui permette de mieux mesurer les avancées des pays dans le domaine du développement durable (Vanoli, 2002). Plusieurs indicateurs revendiquent le titre de « PIB vert » aujourd'hui : *l'indicateur de bien-être durable (IBED), l'indicateur de progrès véritable (GPI³³) et l'épargne véritable (EV)*.

L'IBED a été créé par l'ONG *Les Amis de la Terre (Friends of the Earth)* associée pour cela à la *New Economic Foundation* (think tank) et au *Centre de stratégie environnementale de l'Université de Surrey* (Cobb et Cobb, 1994). Il se calcule de la manière suivante (Gadrey et Jany-Catrice, 2005, p.62-64) : *IBED = consommation marchande des ménages + services du travail domestique + dépenses publiques non-défensives – dépenses privées défensives – coût des dégradations de l'environnement – dépréciation du capital naturel + formation du capital productif*.

Les coûts liés à l'érosion de la biodiversité peuvent apparaître dans les dépenses privées défensives, les coûts de dégradation de l'environnement et la dépréciation du capital naturel.

Les dépenses privées défensives correspondent aux dépenses réalisées pour compenser les pertes de bien-être liées à la dégradation de l'environnement. Dans l'IBED, ces dépenses sont associées aux dépenses privées de santé et d'éducation et au coût de déplacement domicile-lieu de travail. Pas de biodiversité ni d'environnement naturel à ce niveau.



32 Le seul secteur d'activité pour lequel les flux sont bien décrits par le SCEE est celui de la foresterie.

33 Nous utilisons son acronyme anglais pour ne pas le confondre avec l'indicateur planète vivante que nous avons évoqué plus haut.

Les coûts de dégradation de l'environnement sont représentés par : les coûts de pollution de l'eau calculés à partir des données sur les niveaux de pollution des rivières ; les coûts de pollution de l'air estimés à partir des données sur les émissions de monoxyde de carbone, de dioxyde de carbone et d'oxyde d'azote ; les coûts de pollution sonore liés à la circulation automobile. La biodiversité n'est donc pas prise en compte ici non plus, si ce n'est de manière très indirecte avec les niveaux de pollution qui créent des pressions sur celle-ci.

La dépréciation du capital naturel est quant à elle calculée à partir : des surfaces de terres humides perdues par drainage ; des surfaces de terres agricoles perdues du fait de l'urbanisation ou d'une diminution non naturelle de la qualité des terres ; des coûts de remplacement des ressources énergétiques non renouvelables ; d'une dette environnementale liée aux consommations énergétiques (en équivalent baril de pétrole) ; du coût de l'usage des chloro-fluorocarbones. La biodiversité n'est toujours pas prise en compte si ce n'est de manière indirecte à travers notamment la réduction des surfaces de terres humides.

En bref, il est difficile de dire que l'IBED a un intérêt en tant qu'indicateur permettant d'approximer les interactions entre les dynamiques de développement et les dynamiques de la biodiversité.

Le *GPI* a été construit par l'ONG *Redefining Progress* qui a aussi participé au développement de l'EF (Lawn, 2003). Le GPI est calculé à partir de la consommation des ménages comme pour l'IBED. Cette consommation est ensuite ajustée (Gadrey et Jany-Catrice, 2005, p.66-68) à partir d'une grande quantité de variables (24). Ces ajustements concernent les données économiques, sociales et environnementales. Dans le domaine environnemental, on retrouve exactement les mêmes paramètres que ceux qui figurent dans les coûts de dégradation de l'environnement et de dépréciation du capital naturel de l'IBED, à quoi s'ajoutent les coûts de réduction de la pollution domestique et les coûts liés à la destruction des forêts anciennes. Les conclusions sont donc les mêmes que pour l'IBED.

L'EV a été développé par la Banque mondiale et des chercheurs américains au cours des années 90 (Atkinson et Pearce, 1993 ; Banque mondiale, 1997 ; Dasgupta, 2001). Cet indicateur est, de loin, le plus renommé des trois « PIB vert ». Il a pour objectif d'évaluer l'évolution des *capitaux humain, physique et naturel* utiles à la société³⁴ (Dasgupta, 2001).

Le capital humain est lié aux niveaux d'éducation, de santé, de formation professionnelle d'une population. Le capital physique correspond aux moyens de production de biens et services dont un pays dispose. Le capital naturel renvoie aux ressources naturelles de manière générale. La somme de ces trois capitaux est appelée richesse réelle. L'évaluation de l'évolution de la richesse réelle d'une nation consiste à mesurer l'évolution de l'EV. Il s'agit, selon la Banque mondiale, du « *vrai taux d'épargne d'une nation après prise en compte de la dépréciation des actifs produits, de l'épuisement des ressources naturelles, des investissements dans le capital humain et de la valeur des dommages globaux résultant des émissions de carbone* » (Banque mondiale, 1997, p.1-2, cité par Vanoli, 2002, p.431).

Son calcul est le suivant (Boulanger, 2004 ; Gadrey et Jany-Catrice, 2005) : $EV = \text{Formation brute de capital fixe (FBCF)} + \text{dépense d'éducation} + \text{dépense de santé} - \text{dette extérieure} - \text{dépréciation du capital physique} - \text{épuisement des ressources énergétiques} - \text{épuisement des ressources minérales} - \text{épuisement des forêts} - \text{dommages liés aux émissions de CO}_2$.

L'évaluation monétaire de l'épuisement des ressources est calculée à partir de la « rente » des ressources, c'est-à-dire l'écart entre le prix de vente après extraction et le coût d'exploitation (prospection, développement et extraction) de ces ressources (Vanoli, 2002). En ce qui concerne les forêts, le calcul ne concerne que les niveaux d'exploitation qui dépassent les dynamiques de renouvellement des forêts. La valeur des dommages environnementaux se limite à l'émission de dioxyde de carbone (effets sur le climat) à partir d'un coût de traitement marginal de la tonne émise.

Aucune estimation n'a pu être réalisée pour les services écosystémiques liés à la biodiversité. La dégradation des sols, la valeur de l'eau ou l'épuisement des pêcheries n'ont pas non plus été intégrés.

Au-delà de la faible prise en compte de la biodiversité, les résultats qu'offre cet indicateur posent des problèmes importants en termes d'interprétation (Banque mondiale, 2000). Selon les calculs de la Banque mondiale, ce sont majoritairement les PED (Brésil, Inde, Mexique, Afrique

34 Le capital social (Putman et al., 1993 ; Pretty, 2003) n'a pas été pris en compte dans cet indicateur car il ne représente pas un capital à proprement parler selon les tenants de cette approche (Dasgupta et Serageldin, 1999).

du Sud et Turquie) qui sont à l'origine de la dégradation des ressources naturelles renouvelables dans le monde, du fait d'un taux d'EV par habitant négatif (respectivement : - 157 \$; - 24 \$; - 89 \$; - 172 \$ et - 115 \$) tandis que les pays du Nord auraient une gestion précautionneuse de leurs ressources : + 156 \$ pour les Etats-Unis ; + 2 166 \$ pour le Royaume-Uni ; + 2 939 \$ pour la France ; + 4 224 \$ pour les Pays-Bas ; + 4 333 \$ pour l'Allemagne. Ces résultats sont à la fois triviaux et peu explicatifs des dynamiques en cours. Tout d'abord, comme le montrent l'IIB et l'ICN, les pays occidentaux ont gaspillé leur capital naturel il y a déjà bien longtemps et c'est pourquoi leurs taux d'érosion actuels sont faibles. Ensuite, parce que cet indicateur évacue le contexte économique et politique international. En effet, si les PED ont des usages non durables de leurs ressources naturelles renouvelables, c'est parce qu'ils subissent la plupart du temps une dépendance totale vis-à-vis d'un secteur primaire connaissant depuis 50 ans une baisse tendancielle des prix sur les marchés internationaux, mais aussi du fait de règles commerciales qui ne prennent pas suffisamment en compte les questions de développement et de conservation à l'échelle internationale (Levrel, 2003).

Un autre problème est que l'épargne véritable constitue un *indicateur d'équité inter-générationnel* puisque l'idée sous-jacente est que le capital qui est consommé aujourd'hui ne pourra pas l'être demain. Or, la question de l'équité intra-générationnelle – qui pose la question de la répartition des ressources – reste tout aussi essentielle pour évaluer la durabilité du développement et pour comprendre les causes des dégradations des ressources naturelles renouvelables.

Une autre limite concernant cet indicateur est qu'il admet une *substituabilité parfaite entre les trois formes de capital* (Boulanger, 2004). La position de la Banque mondiale est à cet égard discutable puisque son indicateur permet de justifier une politique fondée sur une *durabilité faible* (Atkinson et Pierce, 1993). Un développement pourra en effet être considéré comme durable si la diminution du capital naturel peut être entièrement compensée par un accroissement du capital physique. La climatisation permettra ainsi de produire la fraîcheur que l'arbre coupé ne produit plus et l'usine de traitement des eaux polluées de continuer à consommer une eau potable même si les nappes phréatiques sont totalement souillées par les industries environnantes.

Le *capital naturel critique (CNC)* a été développé pour offrir une réponse aux indicateurs économiques envisagés à partir d'un critère de faible durabilité (*Ecological Economics*, 2003, Vol.44, Issues 2-3). La notion de CNC est en effet fondée sur un principe de *durabilité forte* qui implique qu'une part de la nature n'est pas substituable par du capital physique (Ekins, 2003). Le CNC correspond ainsi à l'ensemble des fonctions écologiques indispensables au développement et au maintien de la qualité de vie sur Terre. L'idée sous-jacente est que la disparition de ce CNC engendrerait des déséquilibres écologiques qui conduiraient ensuite à des crises sociales et économiques relativement irréversibles. C'est pourquoi le caractère critique de ce capital est à relier avec la notion de résilience (Holling, 1973). Le niveau critique de capital naturel est atteint lorsque l'utilisation d'une unité supplémentaire de ressource naturelle renouvelable conduit à l'érosion de la résilience de l'écosystème.



Les trois critères qui peuvent être retenus pour caractériser le CNC sont l'absence de substituts, l'importance vitale ou stratégique pour les activités humaines et le risque de disparition de la ressource ou de l'écosystème (Ifen, 2001b). Dans une perspective plus économique, une première voie explorée, et vite abandonnée, a été d'évaluer monétairement les fonctions écosystémiques pour les hiérarchiser et déterminer ainsi les fonctions les plus importantes (Heal, 1998 ; Ekins, 2003). Les problèmes que pose l'évaluation économique des fonctions écologiques (O'Connor et Spash, 1999) ont conduit les scientifiques qui travaillent sur cette question à adopter une approche plus pragmatique en considérant le CNC du point de vue de *l'utilité des écosystèmes pour la santé humaine (physique et psychologique), des niveaux de risques qui touchent les évolutions fonctionnelles liées aux activités humaines et des principes de durabilité économique* qui doivent être respectés dans toutes les activités (Ekins, 2003). Pour cela, il faut identifier : les fonctions fournies par les écosystèmes ; les bénéfices que l'homme en tire directement ou indirectement pour son bien-être ; les pressions socio-économiques que ce capital naturel subit ; les standards de soutenabilité qu'il est nécessaire de respecter ; les conséquences socio-économiques liées aux politiques de développement durable adoptées.

Un problème du CNC est qu'il renvoie plus à une méthode qu'à un indicateur à proprement parler³⁵, ce qui est intéressant d'un point de vue scientifique et décisionnel mais ne permet pas d'avoir un outil de communication efficace. C'est pourquoi il n'a pas bénéficié d'un grand succès.

L'approche par les services écosystémiques a repris une part importante des idées clés du CNC (Daily, 1997 ; MEA, 2003, 2005). Pourtant, de manière assez surprenante, les économistes ayant travaillé sur le CNC ne sont pas bien représentés dans le MEA et même absents du comité de rédaction alors qu'il est clair que ce sont ces économistes qui étaient les mieux armés pour s'intéresser aux services écosystémiques et à leurs contributions au bien-être humain. Toujours est-il que les services écosystémiques ont volé la vedette aux CNC du fait d'une grande mobilisation institutionnelle et d'un cadre conceptuel plus clair.

Les services écosystémiques et le Millennium Ecosystem Assessment

Pour illustrer la complexité de l'approche par les services écosystémiques et la distinguer d'une vision simpliste de ce qu'est le capital naturel, Gretchen Daily (1997) part d'une fiction. Imaginons qu'il y ait une atmosphère respirable sur la Lune et que l'homme ait ainsi la possibilité de s'y installer. Quelles espèces devrait-il emporter pour pouvoir manger, se soigner, s'habiller... ? Daily conclut qu'il faudrait entre 100 et 10 000 espèces nécessaires au support de la vie humaine sur la Lune. Mais le problème vient du fait qu'il faut ensuite emmener les espèces qui permettent de supporter ces espèces utiles. Or, si l'homme connaît assez bien les quelques milliers d'espèces qui lui sont directement utiles, ce n'est pas le cas des espèces dont dépendent ces espèces utiles et des interactions qui existent entre elles. Il serait donc probablement incapable de recréer les conditions écologiques nécessaires à sa survie sur la Lune. L'échec de l'expérience *Biosphère 2*, qui se fixait cet objectif³⁶, a permis de faire comprendre deux choses essentielles à l'homme : il est pour l'instant incapable de recréer la complexité des interactions écosystémiques qui sont à la base de la dynamique du vivant ; l'hypothèse de substituabilité

35 Il est cependant intéressant d'évoquer la tentative de l'Ifen qui a proposé une liste de variables correspondant au capital naturel critique de la France (Ifen, 2001a, p.26) : la variation du nombre d'individus d'espèces menacées / variation des dépenses directement engagées pour la conservation de ces espèces ; la variation du nombre d'espèces endémiques ; la variation du nombre de cultivars ; la variation du nombre d'animaux d'élevage ; l'évolution du budget des politiques de conservation des espèces ; la variation des espaces remarquables en superficie / la variation des dépenses engagées pour leur gestion et conservation ; la représentation cartographique de la diversité des paysages et de son évolution ; l'évolution de la part de forêts monospécifiques / peuplements mélangés ; l'évolution de la qualité agronomique des sols (érosion) / l'évolution des dépenses engagées pour la protection de cette ressource ; l'évolution de l'indice de qualité de l'eau (carte) / l'évolution des dépenses engagées pour la protection de cette ressource.

36 Biosphère 2 est une serre géante construite à la fin des années 80 dont l'objectif est de reproduire une biosphère miniature dans laquelle les principaux types d'écosystèmes sont présents : une forêt humide tropicale, un océan, un désert, une zone semi-désertique, des marais et une savane. Biosphère 2 devait, grâce à une maîtrise des interactions écologiques, offrir une situation d'autosuffisance en produisant de manière endogène tous les services écosystémiques nécessaires à une petite communauté humaine : eau, nourriture et air. C'est pourquoi, en septembre 1991, on annonça qu'une équipe de 8 chercheurs s'étaient volontairement enfermés dans la serre pour une durée de 4 ans. Cependant, après 2 ans, on observa une chute régulière du taux d'oxygène qui finit par devenir dangereuse pour les scientifiques. Ils durent sortir. Une nouvelle expérience eut lieu en 1994 mais le résultat fut encore pire. Après seulement 6 mois, le taux d'oxygène s'effondra et la concentration de gaz carbonique s'éleva pour atteindre une valeur de 571 ppm. Parallèlement à ces phénomènes, on observa la disparition de la plupart des espèces (la majeure partie des insectes et 19 des 25 espèces de vertébrés). Les fourmis, les blattes ou les sauterelles vertes sont devenues des espèces invasives et sont aujourd'hui disséminées à travers l'ensemble des biomes de Biosphère 2.

parfaite entre le capital naturel et le capital physique, défendue par certains économistes, est intenable.

C'est pourquoi, plutôt que de chercher à créer des écosystèmes artificiels, il vaut mieux chercher à comprendre leur fonctionnement et les interdépendances qui existent avec le bien-être humain. Ainsi, même si l'homme a une longue expérience de crises humanitaires ayant pour origine des dynamiques écosystémiques, il a les plus grandes difficultés à anticiper ces crises, y compris lorsqu'il en est le principal moteur. Il se contente le plus souvent d'adopter une stratégie réactive après avoir fait le constat de l'existence d'une crise écologique et sociale.

Un exemple intéressant est celui de la mer d'Aral (Barbault, 2000, p.249 ; *Courrier international* n°782, 2005, p. 28). La mer d'Aral, deuxième mer d'eau douce au monde, est située au cœur des zones arides de l'Asie Centrale, à cheval sur le Kazakhstan et l'Ouzbékistan. Elle est alimentée par deux fleuves : l'Amou Darya et la Syr Darya. Pendant la période soviétique, les planificateurs moscovites voulaient faire de cette zone la réserve de coton de l'URSS. Etant donné que la culture du coton nécessite beaucoup d'eau, plusieurs barrages ont été construits et un système d'irrigation très puissant a été mis en place pour détourner les eaux des fleuves au profit de cette nouvelle culture intensive.

Cela s'est accompagné d'une forte utilisation d'intrants chimiques nécessaires à la production de coton dans cette zone. Cette double innovation technique, caractéristique des révolutions vertes réalisées à travers le monde à cette époque, a créé l'une des plus grandes catastrophes écologiques d'origine humaine et, par rétroaction, l'une des plus grandes catastrophes humaines liée à une dégradation de l'environnement naturel.

Avant 1960, les deux fleuves apportaient 55 milliards de m³ par an à la mer d'Aral. En 1980, cet apport est tombé à 7 milliards (Barbault, 2000, p.249). Ce changement a bouleversé la dynamique écologique et sociale de la *mer d'Aral*. Pendant qu'elle perdait les trois-quarts de sa surface et 90 % de son volume, le nombre d'espèces d'oiseaux nicheurs est passé de 173 à 38, le nombre d'espèces de poissons de 24 à 4 et la salinité de l'eau de 10g/l à 30g/l. Parallèlement, l'eau potable a disparu tout comme la pêche qui fournissait 50 000 tonnes de poissons par an et 60 000 emplois. L'agriculture traditionnelle n'a pu se maintenir, les villages de pêcheurs ont été abandonnés et la société qui y était attachée a disparu. Au niveau sanitaire, la catastrophe est tout aussi impressionnante. Le taux de mortalité infantile est devenu le plus élevé du monde et 9 % des nouveaux-nés qui survivent sont atteints de débilité. Dans les zones les plus polluées, près de 80 % de la population souffrent d'un cancer de l'estomac. On voit bien, à travers cet exemple, que la biodiversité, les services écosystémiques et le bien-être humain se sont éteints de manière synchronisée.

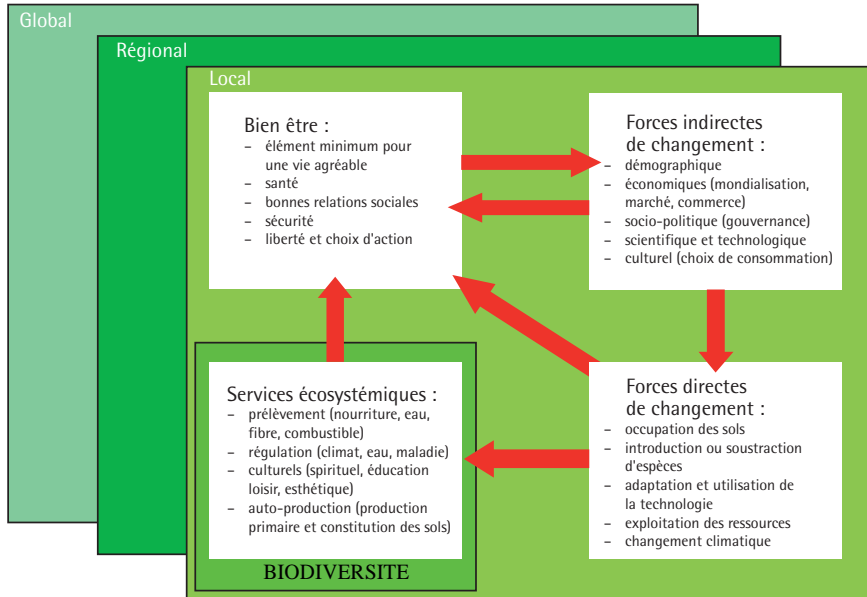
En fait, les autorités soviétiques avaient axé toutes leurs innovations sur l'accroissement de la productivité, et donc les services de prélèvement, en négligeant tous les autres services écosystémiques, ce qui s'est traduit sur le long terme par un effondrement du système société-nature. Aujourd'hui, ironie de l'histoire, les pétrodollars générés par l'accroissement du prix du brut permettent au Kazakhstan de proposer le plus grand projet de reconstitution d'un écosystème pour un coût de 120 millions de dollars (*Courrier international* n°782, p. 28).

C'est pour mieux comprendre ces interdépendances que le *Millennium Ecosystem Assessment* a été lancé par Kofi Annan en juin 2001. Composé de 1 360 scientifiques issus de 95 pays et d'un conseil indépendant de 80 personnes chargées de valider les résultats du programme, son objectif est de donner des informations aux gouvernements, ONG, scientifiques et citoyens sur les changements écosystémiques et leurs conséquences sur le bien-être humain (MEA, 2003 ; figure 4). Il a duré 4 ans. Il représente à ce titre le premier programme à large échelle ayant pour objectif d'intégrer les enjeux économiques, écologiques et sociaux de la conservation de la biodiversité.

Pour réaliser cette évaluation intégrée, le MEA a fait le bilan de l'évolution des services écologiques au cours des cinquante dernières années. Les seuls services qui ont augmenté sont les services de prélèvement.

En effet, entre 1960 et 2000, la population mondiale a doublé, passant de 3 à 6 milliards d'habitants. Pour répondre à cette explosion des besoins, l'homme a fortement artificialisé les écosystèmes en vue de les orienter vers la production intensive de services de prélèvement tels que la nourriture, l'eau douce, l'énergie, le bois ou les fibres. Et cela a été couronné de succès. Ainsi, sur la période 1960-2000 : la production de nourriture a été multipliée par deux pour l'en-

Figure 4 : Liens entre biodiversité, services écologiques, facteurs de changement et bien-être.



Source : MEA, 2005, p.13-14

semble de la planète ; la coupe de bois pour la production de pâte à papier et de papier a triplé ; les capacités hydro-électriques ont doublé ; la production de bois de construction a augmenté de plus de 50 % ; l'usage de l'eau a doublé (MEA, 2005).

Les résultats sont là : le nombre de calories consommées par personne et par jour en moyenne dans le monde est passé de 2 290 en 1962 à 2 805 en 2002 (<http://faostat.fao.org/faostat/>) ; l'espérance de vie est passée de 46 ans en 1955 à 65 ans en 2005 ; le taux de mortalité infantile est passé de 157 enfants sur 1 000 à 57 (<http://esa.un.org/unpp/index.asp>).

Cependant, les bénéfices issus de cette intensification ont été répartis de manière très inégale³⁷ et accompagnés d'une *forte érosion de 15 des 24 services inventoriés par le MEA* (tableau 6).

Le rapport de 2005 souligne en effet que 60 % des services écosystémiques se détériorent. Parmi ceux-ci, le renouvellement des réserves halieutiques et la production d'eau douce semblent les plus menacés. Cette dégradation a été plus importante au cours des cinquante dernières années qu'au cours de toute l'histoire de l'humanité, et elle sera encore plus importante dans les cinquante années à venir. Les risques liés à l'érosion des services écosystémiques sont principalement supportés par les habitants des PED qui en sont directement dépendants³⁸.

A partir de ce bilan, le MEA a souhaité proposer un tableau des risques à venir pour les cent prochaines années sous forme de quatre scénarios. Ces scénarios ont été construits à partir de la mise en commun d'opinions d'experts concernant les « futurs possibles » des écosystèmes, des services écologiques et du bien-être humain, ainsi que par le recours à des modèles globaux prenant en compte les principales forces de changements ayant un impact sur les services écosystémiques³⁹.

37 Le nombre de calories consommées par jour en Afrique est de 2 100 contre 3 400 en Europe (FAO) ; 800 millions de personnes souffrent toujours de la faim dans le monde (MEA) ; l'espérance de vie en Afrique est passée de 51,5 ans en 1985 à 49 ans aujourd'hui (WPP) ; un enfant né en Afrique sub-saharienne a 20 fois plus de chances de mourir avant l'âge de cinq ans qu'un enfant né dans un pays industrialisé (MEA).

38 Ainsi, comme l'affirme Carl Folke (2003, p.233) : « in rich regions the resulting crisis have led to spasmodic lurches of learning with expensive actions directed to reverse the worst consequences of past mistakes. In poor regions the results has been dislocation of people, increasing uncertainty, impoverishment and a poverty trap ».

39 Ces scénarios ont été construits autour de la question de la mondialisation et de la gestion des écosystèmes. Pour la mondialisation, deux hypothèses ont été retenues : régionalisation des dynamiques vs globalisation. Pour la gestion : gestion pro-active vs gestion réactive. Dans tous les scénarios, les pressions humaines sur les écosystèmes s'accroissent au moins pendant les cinquante premières années. Les forces de changement prises en compte sont : évolution des habitats (changement dans l'utilisation du sol, modification physique des fleuves ou prélèvement d'eau des fleuves) ; surexploitation ; espèces invasives ; pollution ; changement climatique.

Tableau 6 : Evolution des services écosystémiques

Catégorie de services	Services	Evolutions
Services de prélèvement	Culture	+
	Élevage	+
	Pêche	-
	Aquaculture	+
	Nourritures sauvages	-
	Bois de construction	+/-
	Coton, chanvre, soie	+/-
	Bois de feu	-
	Ressources génétiques	-
	Produits biochimiques, médecines naturelles, produits pharmaceutiques	-
Eau douce	-	
Services de régulation	Régulation de la qualité de l'air	-
	Régulation du climat mondial	+
	Régulation du climat régional et local	-
	Régulation du cycle de l'eau	+/-
	Régulation de l'érosion	-
	Purification de l'eau et traitement des déchets	-
	Régulation des maladies	+/-
	Régulation des parasites	-
	Pollinisation	-
Régulation des risques naturels	-	
Services culturel	Valeurs spirituelles et religieuses	-
	Valeurs esthétiques	-
	Récréation et écotourisme	+/-

Source : MEA, 2005, p.46

Les quatre scénarios types proposés sont :

- **L' « ordre par la force »** qui considère que dans un monde où les risques vont croissant, la solution sera sécuritaire et protectionniste. Sous cette hypothèse, la planète est fragmentée, organisée en grandes régions entre lesquelles de nombreux conflits existent. Les problèmes environnementaux sont traités de manière réactive, en fonction des crises. Les risques humains et écologiques s'accroissent de manière globale. La croissance économique est la plus faible des quatre scénarios tandis que la croissance démographique est elle la plus importante.
- **L' « orchestration mondiale »** qui prévoit un accroissement de la libéralisation du commerce. A cela s'ajoute une interconnexion mondiale plus forte et, en même temps, l'émergence d'une gouvernance mondiale qui va permettre une meilleure lutte contre la pauvreté. La logique de gestion des crises environnementales est là encore réactive. Cela fait courir de grands risques à une large part de la population du fait des catastrophes naturelles. Ce scénario conduit à la plus forte croissance économique et à la plus faible croissance démographique, avec un accroissement des risques environnementaux subis par les populations humaines.
- **La « mosaïque appropriée »** qui renvoie à une vision du monde où la gouvernance s'est déplacée non pas vers le global mais vers le local. Une grande diversité de trajectoires locales de gestion des écosystèmes cohabite. Un accent tout particulier est mis sur l'éducation et la santé. Ces dynamiques correspondent à des processus de « learning-by-doing » locaux et différenciés, aux succès variables. Les échelles de décisions politiques et économiques privilégiées sont les écosystèmes et les grands bassins versants. A partir de ces expériences locales, des réseaux se forment pour améliorer de manière générale la gestion des écosystèmes. Il existe cependant un manque de gouvernance à l'échelle globale. La croissance économique est relativement faible au départ mais augmente à partir d'un certain temps. La croissance démographique est importante.

- Le « jardin planétaire » qui fait la part belle à l'ingénierie écologique et à l'intégration des services écosystémiques dans la sphère marchande, dans une logique de révolution technique privilégiant la dématérialisation et la gestion optimale des fonctions écologiques. L'agriculture devient multi-fonctionnelle. Une grande dépendance vis-à-vis des nouvelles techniques se met en place. La croissance économique est importante et la population suit une croissance moyenne.

On peut souligner qu'aucun des scénarios ne conduit à une décroissance économique ou même à une situation stationnaire. Par contre, tous les scénarios du MEA, même celui de la mosaïque appropriée, qui imagine un accroissement de tous les services écosystémiques, anticipent une érosion de la diversité spécifique. Il n'y a donc pas de lien direct entre l'évolution des fonctionnements écologiques et celle de la biodiversité telle qu'elle est envisagée traditionnellement.

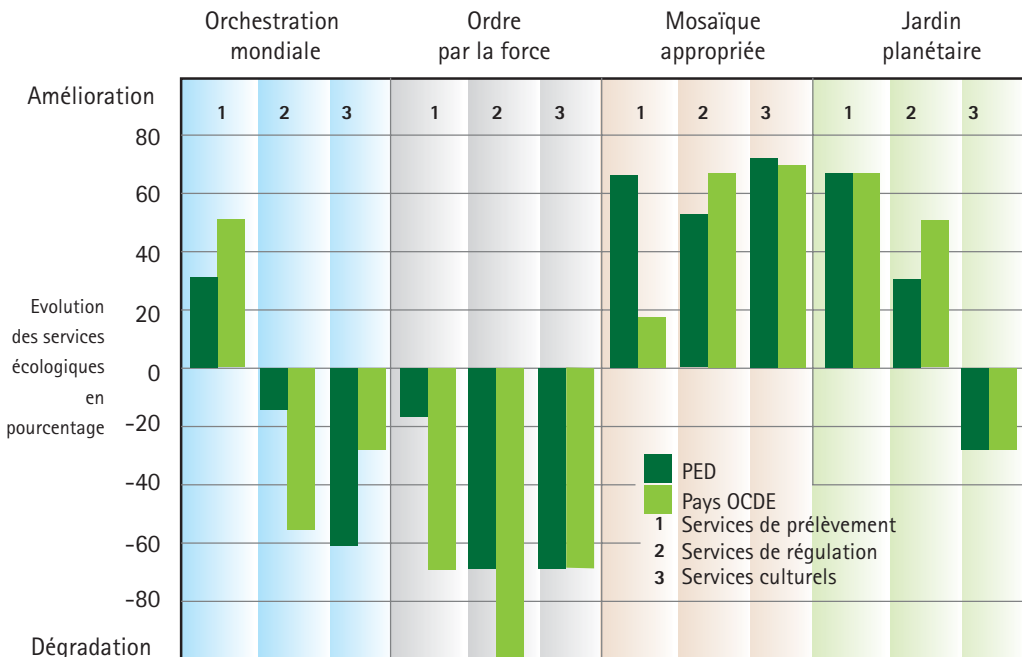
Trois des scénarios – orchestration mondiale, mosaïque appropriée et jardin planétaire – arrivent à la conclusion qu'au moins une des quatre catégories de services écosystémiques s'accroît entre 2000 et 2050. Ces trois scénarios impliquent des réponses sociales qui renvoient à des innovations majeures pour la mise en place de politiques de développement durable.

Dans l' « orchestration mondiale », il s'agit d'une *révolution libérale* qui se traduit par la disparition des subventions agricoles. Elle s'articule avec une politique active de lutte contre la pauvreté. Cela conduit à un développement durable du point de vue social mais pas forcément écologique. Dans la « mosaïque appropriée », la plupart des pays augmente de manière conséquente la part de leur produit national brut (PNB) consacrée à l'éducation (de 3,5 % du PIB en 2000 à 13 % en 2050). Par ailleurs, des *arrangements institutionnels* se multiplient pour favoriser les échanges de savoir-faire et de connaissances à propos de la gestion écosystémique. Dans le « jardin planétaire », des mesures techniques et économiques permettent d'améliorer l'*ingénierie écologique* et de rémunérer les individus et les entreprises qui fournissent et maintiennent les services écologiques.

Selon le MEA, il n'y a donc pas un modèle mais *trois modèles de développement durable* (tableau 7) et un modèle véritablement non durable (celui de l'ordre par la force).

En conclusion, il peut être intéressant de souligner les principales forces et faiblesses du MEA.

Tableau 7 : Evolution des services écologiques selon les différents scénarios.



Source : MEA, 2005, p.139

Les points forts du MEA sont les suivants (Levrel et al., 2007) :

- Un cadre d'analyse intégré qui est le résultat de compromis entre de nombreux scientifiques et qui offre une base à partir de laquelle il est possible de se référer pour analyser les interactions entre les questions de conservation et de développement.
- Une description des interactions société-nature à partir de la notion de services écosystémiques qui est parlante aussi bien pour les sciences sociales que pour les sciences du vivant.
- Une clarification sémantique du concept de « service écosystémique » et la proposition d'une liste précise de services écosystémiques organisée à partir de quatre catégories.
- Une approche par scénarios originale qui a permis de souligner les interdépendances entre des choix politiques et les changements globaux (même si ces scénarios apparaissent assez limités dans leurs contenus et dans leurs formes).
- Une initiative à l'origine de dynamiques de recherches communes à l'échelle internationale (par exemple, le lancement de plusieurs « Ecosystem Assessment » dans les pays européens depuis la parution des rapports du MEA).

Cependant, l'expérience du MEA nous montre que *les résultats présentés en 2005 sont bien en deçà des objectifs attendus en 2001* pour plusieurs raisons :

- Le manque de dynamisme de la plupart des programmes sub-globaux qui n'ont tout simplement pas rendu leurs rapports et pas permis une analyse comparative, ce qui a contraint le MEA à avoir un discours presque exclusivement global (alors qu'il défend une perspective multi-échelle).
- Le manque de données longitudinales standardisées concernant les interactions a conduit le MEA à adopter une démarche focalisée sur les services écosystémiques (sans faire le lien avec les trois autres « composantes » du cadre logique) et à avoir recours à l'avis d'experts pour paramétrer les liens entre les forces directes de changement et l'évolution des services écosystémiques.
- La faiblesse des cinq volumes du rapport sur la dimension « bien-être » et le manque de prise en compte des interactions entre les quatre catégories de capitaux (physique, naturel, humain et social) sources de développement humain.
- Un cadre logique bien adapté pour souligner les interdépendances entre le bien-être et l'état des ressources naturelles renouvelables dans les pays en développement (où les populations dépendent directement des services écosystémiques environnants) mais moins pertinent pour les pays de l'OCDE.

Les indicateurs de gestion des interactions société-nature

Indicateurs pression-état-réponse.

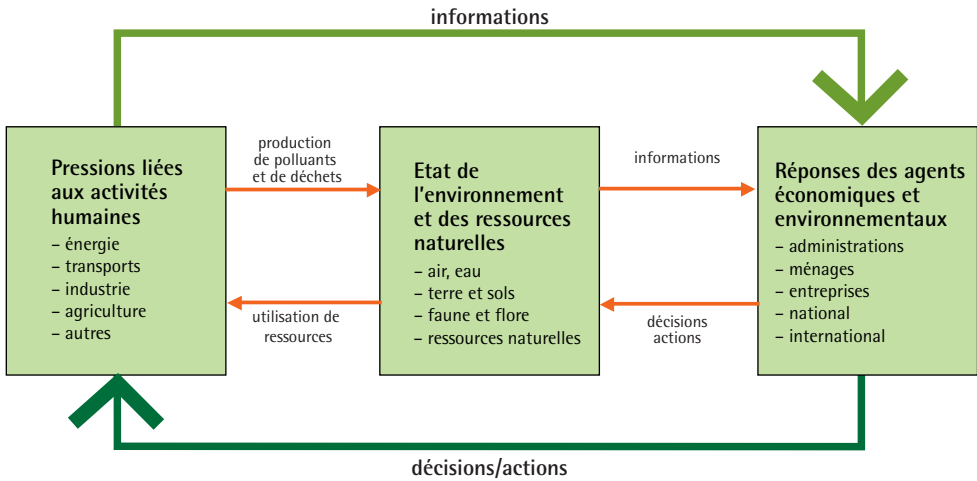
Les indicateurs pression-état-réponse (PER) permettent d'évaluer les pressions que les activités humaines génèrent sur l'état de la biodiversité et d'identifier les réponses sociales qui permettront de compenser *les effets négatifs des pressions*⁴⁰ (figure 5).

Ces indicateurs ont été créés par l'Organisation de coopération et de développement économique au cours des années 90 (OCDE, 1994 ; Lehtonen, 2002). Les indicateurs PER occupent une place centrale dans le domaine des indicateurs d'interactions aujourd'hui. Ils ont inspiré les indicateurs force motrice-pression-état-impact-réponse de l'Agence européenne de l'environnement (EEA, 2003), les indicateurs force motrice-état-réponse de la Commission pour le développement durable (CSD, 2001) et les indicateurs usage-pression-état-

40 « The pressure-state-response framework is based on a concept of causality : human activities exert pressure on the environment and change its quality and the quantity of natural resources (the « state » box). Society responds to these changes through environmental, general economic and sectoral policies » (the « societal responses ») (OECD, 1994, p.10).

41 « While the PSR framework has the advantage of highlighting these links – pressures and responses –, its tends to suggest linear relationships in the human activity-environment interactions. This should not obstruct the view of more complex relationships in ecosystems and environment-economy interactions » (OECD, 1994, p.10).

Figure 5 : Indicateurs PER.



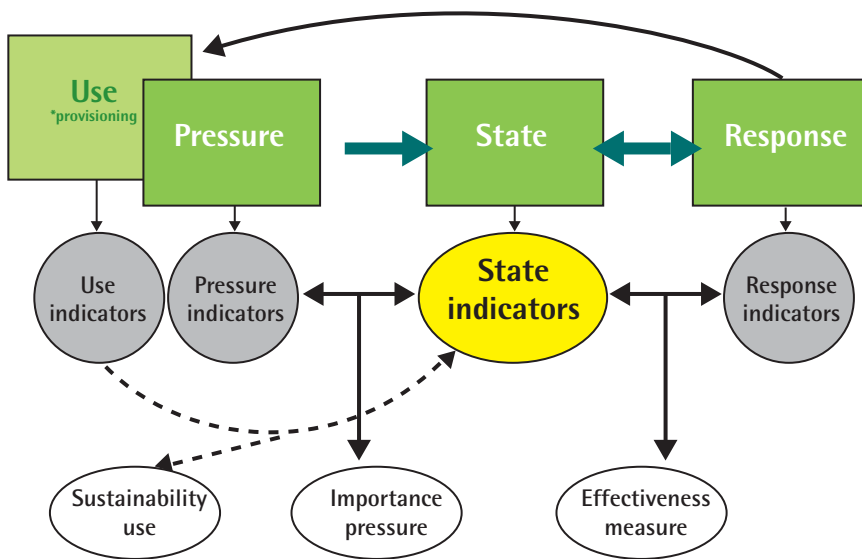
Source : OCDE (2001)

réponse de la Convention sur la diversité biologique (Unep, 2003, figure 6). Ces indicateurs représentent le *cadre de référence dominant pour illustrer les interactions société-nature*.

Le caractère intuitif de ce cadre d'analyse lui a permis de bénéficier d'une grande notoriété, notamment auprès des économistes et des écologues qui y voient un outil relativement efficace pour un usage pédagogique. L'OCDE reconnaît cependant que ce cadre d'analyse a pour défaut de suggérer des relations linéaires entre les activités humaines et l'état de la biodiversité et de réduire ainsi la dimension complexe des interactions⁴¹.

En particulier, la biodiversité doit être caractérisée par rapport à un état dans lequel les interactions écologiques ne sont pas prises en compte. Seul l'homme représente une source de dynamiques dans ce cadre d'analyse, à travers les pressions qu'il génère et les réponses qu'il fournit.

Figure 6 : Les indicateurs usage-pression-état-réponse de la Convention sur la diversité biologique.



Source : UNEP, 2003, p.34

Ce modèle est, par ailleurs, source de *plusieurs ambiguïtés* (Couvet et al., 2007). La première est que les indicateurs de réponse concernent les mesures que la société peut mettre en œuvre pour ralentir l'érosion de la biodiversité et non pas les réponses adaptatives que la biodiversité adopte pour faire face aux pressions anthropiques. La nature n'est pas dynamique dans ce système d'information.

Une autre ambiguïté concerne la classification PER. A titre d'exemple, les dynamiques d'enfrichement liées à la déprise agricole et qui concernent des milieux « traditionnellement » ouverts sont considérées par certains comme une source de pression pour la biodiversité et par d'autres comme un état de la biodiversité. Il en va de même pour la densité de cervidés en milieu forestier. Les acteurs n'évaluent pas selon les mêmes critères « un bon état » de la biodiversité ou ce qui représente une pression. Or, l'approche proposée par les indicateurs PER ne laisse pas de place à cette diversité de point de vue.

La question des *indicateurs de réponse pose par ailleurs un problème de fond*. Si ces indicateurs correspondent aux meilleures réponses, du point de vue des experts, on se trouve en présence d'un outil normatif qui conduit à substituer l'opinion du spécialiste à la préférence du citoyen. Or, les indicateurs de réponse sociale proposés par les organisations de conservation n'ont jamais été soumis au débat public et il s'avère que les réponses à adopter pour contrebalancer l'érosion de la biodiversité varient grandement lorsque l'on interroge les acteurs locaux concernés par cette question (Levrel et al., 2006).

Cette diversité de réponses permet de mettre en relief le caractère politique de cette catégorie d'indicateurs. Les indicateurs de réponse ne pourront être utiles aux gestionnaires que s'ils sont articulés avec des indicateurs renseignant sur les capacités individuelles et collectives de réponses mais aussi sur l'effectivité de ces réponses. Les capacités de réponses individuelles sont liées pour une part importante à la dépendance des populations vis-à-vis des ressources dont elles ont l'usage. Les capacités de réponses collectives renvoient pour leur part aux capacités institutionnelles et organisationnelles qui permettent aux populations locales de prendre en main la gestion des ressources dont elles dépendent. Enfin, l'effectivité des réponses sera largement

fonction de la légitimité du processus qui a conduit à l'adoption des réponses. Ces différents éléments dépendent d'un grand nombre de paramètres économiques – moyens financiers, humains, techniques et organisationnels – et sociaux – volontés politiques en amont, nature des relations sociales locales, divergences d'intérêts, statuts des parties prenantes, institutions d'accès et d'usages existantes – qui rendent l'identification d'indicateurs de réponse extrêmement délicate à mettre en œuvre.

Par ailleurs, les indicateurs PER semblent offrir des *outils de discussion et de négociation assez pauvres*. Cela est dû, en particulier, au fait que l'identification des pressions et des réponses implique de désigner des responsables d'une part et de prendre des mesures qui seront adoptées au détriment de certains acteurs locaux de l'autre. Certes, ces diagnostics sont reconnus comme

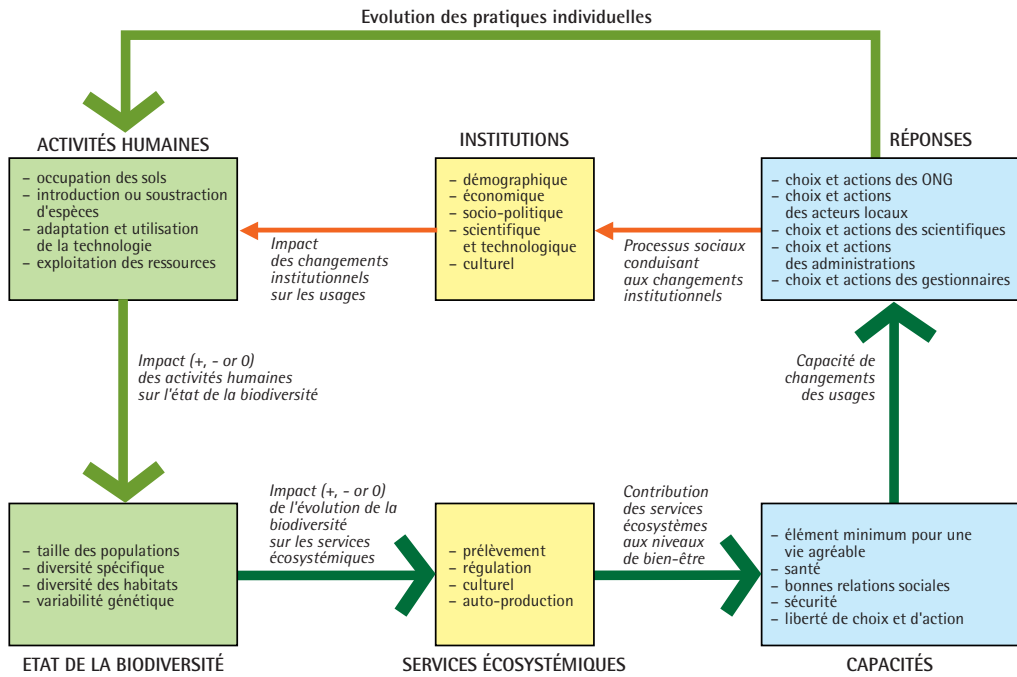
nécessaires par les acteurs locaux, mais les indicateurs PER déformeront plus qu'ils n'expliqueraient la réalité des interactions société-nature à cette échelle (Levrel et al., 2006). Ainsi, il semble par exemple tout aussi important de souligner les usages des ressources qui sont favorables à la biodiversité ou les capacités dont disposent les populations locales pour changer leurs pratiques.

Un autre problème majeur des indicateurs PER est qu'ils n'offrent pas un véritable outil intégré car ils restent sectoriels et cloisonnés (CSD, 2001) (les « états » et les « pressions » étant évalués sphère par sphère – économique, sociale et environnementale). Ainsi, le modèle PER ne permet pas de souligner les interdépendances qui existent entre les niveaux de bien-être et l'état de la biodiversité. Or, c'est par ce biais qu'il est possible de toucher un grand nombre de personnes directement ou indirectement dépendantes de la biodiversité (Levrel et al., 2006).

A partir de ces diverses critiques, un cadre d'identification d'indicateurs d'interactions prenant en compte les indicateurs PER et le cadre du MEA peut être proposé (figure 7).



Figure 7 : Cadre alternatif pour l'identification d'indicateurs d'interactions.



Indicateur d'éco-efficience.

Un autre indicateur qui bénéficie d'un grand succès aujourd'hui est l'éco-efficience (OCDE, 1998). Il s'inspire de l'*approche énergétique de Georgescu-Roegen* (1979). Cet indicateur a pour objectif de mesurer l'intensité de matière utilisée – en équivalent énergie – par unité de service ou de bien produit – en équivalent monétaire. Il repose sur des modèles éco-énergétiques input-output (Beaumais, 2002) qui permettent de mesurer l'efficacité avec laquelle les ressources écologiques sont utilisées pour produire des biens et des services. Cette éco-efficience exprime le ratio de la valeur monétaire des ressources par rapport au poids des ressources utilisées et se traduit par la formule $EE = V/RC$ où EE est l'éco-efficience, V la valeur produite et RC les ressources naturelles consommées. Cet indicateur est construit sur deux concepts : le niveau d'entropie d'un système et la capacité de charge de ce système (Hukkinen, 2003).

Concrètement, l'EE permet de réaliser des mesures à l'échelle de l'entreprise ou du pays, à travers notamment un *PIB découplé de sa consommation énergétique*. Il doit permettre de comparer des produits, filières ou techniques alternatives à partir d'un écobilan consistant à évaluer leurs impacts respectifs sur l'environnement naturel (Ceneco, 1995). Dans le domaine de la biodiversité, l'ingénierie écologique devrait être une source d'éco-efficience importante dans l'avenir.

La conclusion des tenants de cette approche est qu'une réduction de la quantité de matière et d'énergie consommée pour la production permettrait de maintenir une dynamique de croissance sans que cela soit préjudiciable à l'environnement naturel. Il suffit de mettre en place des innovations qui permettent de substituer des techniques fortement consommatrices de matière et d'énergie par des techniques non polluantes pour que la croissance du PIB devienne durable. L'indicateur d'éco-efficience traduit ainsi une grande foi dans les capacités du progrès technique et du développement à fournir des réponses aux nouvelles contraintes de durabilité.

Un problème, cependant, est que l'objectif visé par l'éco-efficience est une réduction de l'intensité des quantités d'énergie et de matière incorporées dans les processus de production, mais pas forcément celle des prélèvements en valeur absolue.

Or, une baisse de la consommation relative peut en fait se traduire par une augmentation totale de la consommation de matières premières (Hukkinen, 2003). Ainsi, les effets positifs liés aux baisses de pollution et de prélèvement par unité de marchandise se trouvent annihilés par l'aug-

mentation du nombre d'unités produites. On nomme ce phénomène « l'effet rebond ». Cette critique est confirmée par les faits. Si les technologies développées ces vingt dernières années sont belles et bien moins consommatrices d'énergie, cela n'a pas empêché un accroissement, dans l'absolu, de la consommation totale d'énergie (Medd, 2003).

Par ailleurs, améliorer l'éco-efficience ne veut pas forcément dire améliorer les méthodes de production pour qu'elles soient moins consommatrices d'énergie. En effet, l'éco-efficience peut s'améliorer du simple fait que de nouveaux secteurs moins « matériels » émergent comme c'est le cas avec les services et les nouvelles technologies de l'information par exemple.

Enfin, la question de l'entropie ne reflète pas les dimensions qualitatives de l'évolution du système – la diversité du vivant par exemple – et cet indicateur fournit un modèle d'interactions société-nature très limité en considérant ces dernières à travers un tableau input-output linéaire (Hukkinen, 2003).

Un problème technique se pose par ailleurs. En effet, mesurer l'éco-efficience est souvent un travail délicat. Si l'on s'intéresse à l'éco-efficience de la production d'un fromage, doit-on prendre en compte la consommation énergétique liée à l'utilisation des engrais qui ont permis de produire l'herbe que la vache a mangée ? D'autre part, la question de la transformation des unités d'input en équivalent énergie n'est pas forcément aisée.

Principes-critères-indicateurs

Un des modèles d'indicateurs de gestion les plus utilisés dans le domaine des interactions entre les activités humaines et les dynamiques de la biodiversité est le modèle principes-critères-indicateurs (PCI) (Buttoud et Karsenty, 2001). Les « principes » permettent de fixer les grands objectifs de la gestion. Les « critères » traduisent ces objectifs en termes d'états et de dynamiques concernant le système à gérer. Les « indicateurs », enfin, vont permettre de mesurer concrètement les avancées réalisées. Ces PCI ont surtout été utilisés dans le domaine de la gestion durable des forêts (Center for International Forestry Research, 2000 ; Inventaire forestier national, 2005).

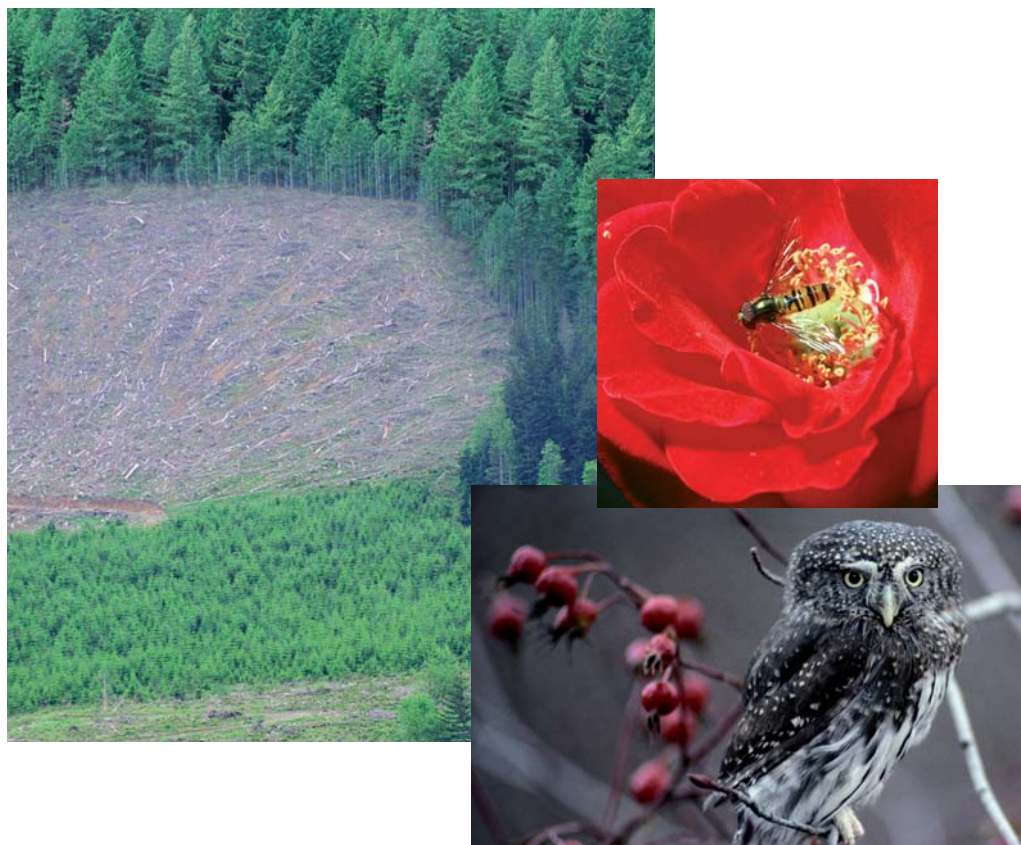


Tableau 8 : Trois systèmes majeurs de PCI.

	Système régionalisé de PCI		Système mondial de PCI
	Forêts tempérées/boréales	Forêts tropicales	Toutes forêts
Écologie	Santé et vitalité de l'écosystème forestier Maintien des fonctions de protection	Maintien des principales fonctions écologiques de la forêt	Impact environnemental Plantations
Production	Une forêt productrice de biens et services	La forêt est gérée durablement en vue de la fourniture de biens et de services	Bénéfices procurés par la forêt Programme de gestion Suivi et évaluation
Socio-économie	Maintien des autres fonctions socio-économiques	La gestion forestière doit contribuer, pour l'ensemble des parties impliquées, à l'amélioration du bien-être des générations présentes et futures	Relations communautaires et droits des travailleurs
Aspects institutionnels		L'utilisation durable de la forêt et le maintien de ses multiples fonctions font l'objet d'une haute priorité politique	Respect des lois Droits des peuples indigènes Tenure foncière, droits d'usage et responsabilités
Biodiversité	Conservation de la diversité biologique		Maintien des forêts à haute valeur de conservation

Source : Lescuyer, 2002, p.109

L'objectif des PCI est de relier des pratiques de gestion avec des outils d'évaluation de l'impact de ces pratiques. Ces outils sont donc à destination des gestionnaires et des *filières d'éco-certification*. En effet, un des gros enjeux actuels dans le domaine de la filière bois est de pouvoir justifier des pratiques éthiques et de gestion durable. Dans le cas de la biodiversité par exemple, les principes doivent fixer des grands objectifs de conservation qui sont reliés à des critères précis tels que le maintien d'une certaine diversité d'essences ou la préservation de la faune inféodée aux habitats forestiers. A ces critères sont adjoints des indicateurs qui permettent de mesurer les avancées réalisées dans ce domaine. L'objectif est de normaliser les pratiques et d'avoir des indicateurs qui offrent de la transparence à ce processus. Cette normalisation vise à associer des minima écologiques et sociaux aux pratiques d'exploitation forestière.

Un premier problème concerne la légitimité de la source des PCI et la signification d'une « *gestion durable de la forêt* » (Dudley et al., 2005). Il existe ainsi *trois ensembles de PCI* (Lescuyer, 2002) renvoyant à trois approches de la durabilité. Le premier concerne les forêts boréales et tempérées. Il est caractérisé par une prise en compte importante de la question de la conservation de la biodiversité. Le second concerne les forêts tropicales dont l'objectif premier est de consolider la dimension institutionnelle de la gestion forestière dans les PED, et notamment la prise en compte des populations locales riveraines qui sont dépendantes pour une large part des ressources forestières. Enfin, il existe un système mondial de PCI qui cherche à créer une certaine harmonisation entre les PCI du Nord et ceux du Sud. Ce dernier bénéficie d'un fort appui des ONG et du secteur industriel car il permettrait de créer de la cohérence à l'échelle des marchés internationaux (tableau 8).

Un autre problème est que la normalisation soulève un risque d'uniformisation des usages qui pourrait conduire à une homogénéisation de la biodiversité, dans un contexte où il existe encore beaucoup d'incertitudes sur les effets réels des pratiques de gestion sur la biodiversité des milieux forestiers (Dudley et al., 2005 ; Gosselin et Laroussinie, 2004 ; Lindenmayer et al., 2000).

Par ailleurs, la normalisation a principalement pour origine une demande des consommateurs des pays occidentaux. C'est pourquoi la mise en place de ces PCI peut être une source de risques pour les PED. En effet, il y a un risque de double discrimination vis-à-vis des marchés de bois occidentaux pour ces pays (Lescuyer, 2002). La première forme d'exclusion concerne les forêts tropicales – plus vulnérables – qui pourraient être délaissées par les grandes filières de bois au profit des forêts boréales et tempérées. La seconde concerne les firmes des PED qui n'ont pas les moyens de se payer les procédures d'audit extérieur qui permettent de produire les PCI. Dès lors, cela crée un avantage décisif pour les multinationales du bois qui sont seules à pouvoir assumer ce coût fixe important dans l'optique d'en tirer un avantage comparatif à moyen et long terme.

Quels indicateurs pour la gestion de la biodiversité ?

Indicateurs de résultats

Une autre catégorie d'indicateurs de gestion est celle des indicateurs de résultats. Ces indicateurs sont très inspirés du milieu de l'entreprise et des *systèmes d'audit*. Ils doivent permettre d'offrir des informations sur la *bonne gouvernance* des espaces protégés. Les indicateurs de résultats ont pour principale fonction de veiller à ce que des objectifs planifiés ont bien été atteints et qu'il est possible de passer à une étape suivante. L'évolution de la mise en place d'un plan est donc relative à la validation de ces indicateurs de résultats. Ces indicateurs sont principalement utilisés par les bailleurs de fonds pour contrôler le niveau d'avancement d'un programme.

L'idée est que les financements de projets puissent se faire par étape, en fonction de l'évolution de ces indicateurs de résultats. Les gestionnaires doivent ainsi atteindre des objectifs de production d'espèces, d'écosystèmes ou de fonctions écologiques. En bref, ils doivent être efficaces.

En effet, il est apparu que les espaces naturels créés dans le monde ne remplissaient pas forcément bien leurs fonctions de conservation, pour des questions de moyens le plus souvent. L'objectif prioritaire pour les organisations de conservation est donc de sécuriser ces espaces protégés grâce à la mise en place d'une *gestion effective de la biodiversité*.



C'est dans cette optique qu'a été créée la *World Bank/WWF Alliance for Forest Conservation and Sustainable Use*. L'objectif de cette « alliance » est de faire face au problème d'érosion continue de la biodiversité forestière et des ressources naturelles renouvelables nécessaires au développement durable des pays du Sud. C'est dans ce cadre que le WWF et la Banque mondiale (2003) ont mis en place des indicateurs de résultats permettant de juger de la bonne gestion des espaces naturels.

Ces indicateurs sont fondés sur un cadre d'analyse réalisé par la Commission mondiale sur les aires protégées (Hockings et al., 2000) ayant pour objectif de standardiser les systèmes d'évaluation de la gestion des espaces protégés. Ce cadre d'analyse est fondé sur l'idée qu'une bonne gestion des espaces protégés doit suivre une *suite d'étapes obligatoires* : un diagnostic local qui doit permettre d'avoir une bonne compréhension du contexte (*context*) ; la mise en place d'un plan de gestion (*planning*) ; l'allocation de ressources financières, humaines et organisationnelles pour pouvoir réaliser ce plan (*input*) ; la réalisation d'actions de conservation (*processes*) ; la production éventuelle de produits et services (*output*) ; l'évaluation des résultats vis-à-vis du plan de gestion (*outcomes*).

Pour évaluer concrètement ces différentes étapes à partir d'indicateurs simples, la Banque mondiale et le WWF ont mis en place des *indicateurs de suivi de l'efficacité des modes de gestion* (Management Effectiveness Tracking Tool). Le développement de ces derniers a été guidé par un souci de simplicité et de lisibilité. Ils doivent en effet pouvoir être remplis par des non-spécialistes et cela de manière très rapide. Il ne vise pas à faire des comparaisons spatiales car la diversité des contextes – moyens, infrastructures, situation politique... – ne permet pas de réaliser un tel travail selon ces organisations.

Ces indicateurs sont séparés en deux parties. La première sert à contextualiser l'espace protégé grâce à des indicateurs sur les informations clés du site (taille de la réserve, menaces, objectifs prioritaires pour la conservation, autorité responsable de la gestion...). La seconde concerne

l'évaluation à proprement parler de la gestion de l'espace protégé. Nous laissons la première partie de côté pour nous concentrer sur la seconde.

Les indicateurs sont organisés autour de **30 questions simples concernant la gestion** de la zone protégée. Les indicateurs correspondent à des scores qui permettent de répondre à la question posée. Les scores vont de 0 (pauvre) à 3 (excellent). Pour chaque score, est associée une définition de la situation. Il est aussi possible d'adjoindre des commentaires pour pouvoir prendre en compte les avis des gestionnaires et les précisions nécessaires. Les scores doivent être additionnés pour obtenir une note finale (tableau 9). La note finale doit alors être pondérée en fonction du nombre de réponses qui ont été données.

Le gros – et le seul – avantage de ces indicateurs est qu'ils sont extrêmement simples et rapides à renseigner grâce à ce système de scores.

Le gros problème de ces indicateurs est qu'ils sont remplis par les gestionnaires eux-mêmes (souvent une seule personne), ce qui va à l'encontre des principes d'audit. Il est donc impossible de considérer que les scores soient neutres et ce d'autant plus que les organisations qui les commanditent représentent de gros bailleurs de fonds pour les espaces protégés. Ils auraient, en revanche, un grand intérêt à être remplis par une même personne, ou un même groupe de personnes, qui pourrait se déplacer de parc en parc et réaliser alors un véritable audit externe. En effet, puisque ces indicateurs sont extrêmement subjectifs, le seul moyen pour qu'il existe une certaine standardisation est que ce soit les mêmes personnes qui fassent les évaluations – personnes qui ne devraient, évidemment, avoir aucun intérêt dans ces questions de gestion. Cette démarche est celle qui est adoptée de plus en plus par la plupart des bailleurs de fonds lors de la clôture des programmes, de manière à en évaluer les résultats. Le problème est que les évaluateurs en question ont le plus souvent une très faible connaissance des contextes et se limitent donc à des appréciations fondées sur un cahier des charges qu'il est bien souvent délicat de remplir de manière standardisée.

Un autre problème avec les indicateurs de résultats dans le domaine de la biodiversité est que les programmes de conservation cherchent souvent à protéger des espèces emblématiques tels que les grands mammifères et c'est pourquoi ils fixent des indicateurs de résultats à partir de l'abondance de ces espèces. Pourtant, considérer que les résultats d'un programme de conservation, qui s'étale sur quelques années, va pouvoir être évalué à l'aune d'indicateurs concernant l'évolution des populations de grands mammifères n'est pas réaliste. La dynamique démographique de ces populations ne peut être sensible à des politiques de conservation sur une si petite échelle de temps. Ce point est souvent pas ou mal pris en compte.

Tableau 9 : Exemple de questions, critères et scores de suivi de l'efficacité des modes de gestion des espaces protégés.

Questions	Critères	Scores
Capacités des gestionnaires à appliquer les règles d'accès et d'usages (question 3)	Les gestionnaires n'ont pas la capacité d'appliquer les règles d'accès et d'usages	0
	Les gestionnaires souffrent d'un manque de ressources pour appliquer les règles d'accès et d'usages	1
	Les gestionnaires ont les capacités d'appliquer les règles d'accès et d'usages mais il existe des déficiences	2
	Les gestionnaires disposent des capacités nécessaires pour appliquer les règles d'accès et d'usages	3
Existence et application du plan de gestion (question 7)	Il n'existe pas de plan de gestion	0
	Un plan de gestion est en préparation ou existe mais il n'est pas appliqué	1
	Il existe un plan de gestion mais il est partiellement appliqué du fait d'un manque de moyens	2
	Il existe un plan de gestion qui est appliqué	3

Source : Banque mondiale/WWF, 2003

Section 3 :

La démocratie technique pour développer des indicateurs de co-gestion adaptative de la biodiversité



Evaluation de la qualité des indicateurs : une question d'arbitrage

Les critères retenus par l'OCDE – qui est l'organisation ayant le plus travaillé sur les indicateurs – pour évaluer la qualité des indicateurs sont : leur pertinence politique, leur solidité analytique et leur caractère quantifiable. Ces points peuvent être étayés grâce à six critères édictés officiellement par le *Comité du programme statistique*⁴² (Desrosières, 2003a) :

- 1) La pertinence qui implique une adéquation entre l'outil et les besoins de l'utilisateur.
- 2) La précision qui nécessite une proximité entre la valeur estimée et la vraie valeur.
- 3) L'actualité et la ponctualité qui renvoient aux échéances décisionnelles.
- 4) L'accessibilité des données statistiques et la clarté de leurs formes pour les instances décisionnaires.
- 5) La comparabilité des données.
- 6) La cohérence qui est relative à la méthode de standardisation des données et aux interprétations que ces données entraînent.

Cette approche est celle que l'on retrouve dans la plupart des rapports institutionnels et forme le cahier des charges permettant de standardiser les outils que représentent les indicateurs. Le problème est qu'il existe de nombreuses tensions entre ces différents critères d'évaluation. Prenons un exemple issu des sciences sociales.

La construction d'un indicateur à une échelle internationale implique de respecter les critères de qualité à cette échelle. C'est ce que cherche à faire l'indicateur de pauvreté extrême utilisé par la Banque mondiale, lequel est la proportion de la population vivant avec moins de 1 \$ PPA⁴³ par jour. Cet indicateur répond à une demande sociale très générale des organisations internationales de développement qui souhaitent disposer d'un indicateur pour évaluer les résultats de leur politique de lutte contre la pauvreté et comparer les situations dans les PED. Pourtant, en répondant à une contrainte de réalisme à une échelle planétaire, on en arrive à un irréalisme total à une échelle locale que ce soit en ce qui concerne des questions de disponibilité en données ou les critères d'équivalence retenus (principe de pauvreté monétaire peu pertinent pour décrire la pauvreté dans des zones où les échanges monétaires sont très faibles). Il semble qu'il existe une *forte tension entre plusieurs échelles de réalisme* qui implique que les critères de qualité concernant les indicateurs ne sont pas les mêmes à une échelle nationale, internationale ou locale. Ceci explique pourquoi la majorité des indicateurs ne tiennent pas compte des contextes et pourquoi les indicateurs sont souvent perçus, à juste titre, comme des instruments technico-administratifs peu utiles.

Ce problème d'échelle concerne aussi la *dimension temporelle des décisions*. Les décideurs ne raisonnent en effet pas tous sur le même pas-de-temps. Certains ont besoin d'indicateurs pour communiquer, d'autres pour gérer des phénomènes sur différentes périodes, ce qui implique des contraintes temporelles différentes. Ce problème d'échelle temporelle prend toute son ampleur lorsque l'on souhaite adopter une approche multi-dimensionnelle d'un phénomène complexe. Dans le cas de la pauvreté, passer d'une description monétaire de ce phénomène à une approche multi-dimensionnelle, telle que celle proposée par le Programme des Nations unies pour le développement (Pnud), a conduit cette organisation à produire un indicateur de développement humain (IDH) dont l'évolution est délicate à interpréter. En effet, l'IDH est composé de l'espérance de vie, du PIB / habitant et du taux d'analphabétisme (Pnud, 1990). Or, l'évolution de l'espérance de vie d'un pays ne peut être envisagée qu'à l'échelle d'une génération tandis que l'évolution du PIB peut être très rapide. C'est pourquoi l'évolution de l'IDH est très délicate à interpréter, compte tenu de l'incompatibilité des temps caractéristiques auxquels renvoient les trois variables qui le composent. Il est par ailleurs particulièrement tentant de mettre en place des politiques de développement ayant un effet sur les variables évoluant à court terme, de manière à justifier des résultats rapides sur l'état de la pauvreté, même si la politique en question n'a pas réglé le problème des paramètres évoluant à moyen ou long terme. Les mêmes problèmes se posent pour de nombreux indicateurs de biodiversité composites. Ainsi, l'IPV prend en compte l'évolution des tailles de 3000 populations de vertébrés dont les cycles de vie sont

42 Le Comité du programme statistique est composé des directeurs généraux des Instituts nationaux de statistique des pays de l'Union européenne ainsi que du directeur général d'Eurostat.

43 Parité de pouvoir d'achat.

très différents. Dès lors, d'un point de vue politique, il peut être rationnel de chercher à protéger en priorité les populations dont les cycles de vie sont les plus courts, de manière à observer une amélioration rapide de l'indicateur.

Pour résumer, les *tensions entre les critères de qualité des indicateurs* peuvent être décrites comme suit :

- Une première source de tension est *l'échelle de réalisme* – d'application – de l'indicateur. En effet, la réalité d'un phénomène n'est pas la même selon les échelles, comme nous venons de le souligner. En ce qui concerne la biodiversité, la réalité à laquelle elle renvoie n'est pas la même à une échelle locale ou globale, à court terme ou à long terme, pour un écologue ou un chasseur. Ainsi, chercher à développer un indicateur de biodiversité réaliste – applicable – à l'échelle de la biosphère et à destination d'organisations internationales, c'est admettre que cet indicateur sera vraisemblablement irréaliste à une échelle locale puisqu'il ne sera pas représentatif de la biodiversité locale, ni sensible aux évolutions qu'elle subit ou en adéquation avec les représentations des acteurs qui l'utilisent. Inversement, un indicateur adapté à une réalité locale sera difficilement transposable à une échelle globale. Or, un indicateur renvoie toujours à une dimension universelle lui permettant de comparer différentes situations – spatiales, temporelles ou symboliques – et à une dimension contextuelle liée au fait que l'indicateur a été « pensé » à des échelles spatiales, temporelles et symboliques spécifiques.
- Une deuxième source de tension est que les indicateurs ont toujours une *double dimension politique et scientifique*. La dimension politique implique une grande lisibilité pour un large public, c'est-à-dire de pouvoir tirer une information simple d'un indicateur simple. La dimension scientifique implique que l'indicateur produit pourra fournir un outil de preuve et que l'interprétation des informations transmises par les indicateurs sera réalisée avec prudence. Cela se traduit notamment par l'utilisation des méta-données qui permettent de savoir sur quelles conventions repose l'indicateur et comment ces conventions ont été adoptées. Mais les questions scientifiques liées à tout indicateur limitent la simplicité et l'efficacité du discours qui peut être tiré de l'indicateur si les utilisateurs en tiennent réellement compte. C'est pourquoi les faiblesses « scientifiques » des indicateurs sont souvent vite oubliées.
- La dernière source de tension – qui découle de la précédente – provient du *caractère conventionnel (ou subjectif) et réel (ou objectif) des indicateurs* (Desrosières, 2003b). Les indicateurs sont des instruments approximatifs qui en font des outils d'information partiels et partiels. Cela explique pourquoi ils sont souvent vivement critiqués, en particulier par les scientifiques. Pourtant, les indicateurs fournissent aussi des objets frontières⁴⁴ – ou intermédiaires – qui permettent à des acteurs hétérogènes de discuter sur un sujet donné⁴⁵. S'en priver, c'est se priver d'outils qui favorisent les débats publics. Les remettre en cause est utile mais à trop vouloir en souligner le caractère arbitraire, des risques apparaissent de voir la confiance en ces derniers s'écrouler, et finalement de perdre un outil d'argumentation. Ainsi, comme le disait Paul Valéry « *tout ce qui est simple est faux et tout ce qui est compliqué est inutilisable*⁴⁶ ».

C'est pourquoi la construction d'un indicateur nécessite avant tout de réaliser des arbitrages à propos de ces tensions intrinsèques.

Ces arbitrages concernent trois dimensions de l'indicateur :

- *L'aspect fonctionnel* : comme n'importe quel autre outil, un indicateur a une fonction première, associée à un usage spécifique. Ainsi, des données statistiques de suivi d'un phénomène ne représentent un indicateur que si elles sont utilisées, c'est-à-dire, au minimum, interprétées. Un indicateur fournit une information synthétique sur un objet précis via un signal afin de pouvoir se représenter un phénomène, agir ou communiquer sur celui-ci. Ces trois fonctions sont toujours présentes dans un indicateur même s'il a nécessairement une fonc-

44 « Les objets frontières sont des objets qui « habitent » plusieurs communautés de pratique et satisfont les besoins informationnels de chacune d'entre elles. Ils sont ainsi assez plastiques pour s'adapter aux besoins locaux et aux contraintes des différentes parties qui les utilisent, et cependant assez robustes pour maintenir une identité commune à travers ces différents sites. Ils sont faiblement structurés pour ce qui est de leur usage commun, mais deviennent fortement structurés quand ils sont utilisés dans un site particulier. Ils peuvent être aussi bien abstraits que concrets » (Bowker et Star, 1999, p.297, cité par Desrosières, 2003b, p.6).

45 Les indicateurs liés au chômage offrent par exemple, malgré leurs défauts, des outils de discussion essentiels pour lancer et stimuler les débats publics autour de la question de l'emploi. Ils donnent un langage commun pour parler de cette question.

46 Je tiens à remercier Laurent Mermet pour avoir utilisé en ma présence cette citation qui me semble si bien résumer les contraintes auxquelles tout concepteur d'indicateur doit faire face.

tion prioritaire. L'usage de l'indicateur ainsi que ses utilisateurs doivent être précisés préalablement à tout processus de construction. En effet, la fonction de l'indicateur est liée à l'identification de besoins et les arbitrages qui vont présider à sa conception doivent être guidés par l'expression de ces besoins⁴⁷. Ainsi, un indicateur ayant pour fonction première de communiquer sur un sujet à court terme à une échelle internationale ne devra pas respecter les mêmes contraintes qu'un indicateur ayant pour fonction principale de fournir un outil de gestion d'un écosystème à long terme.

- *L'aspect instrumental* : un indicateur est un instrument composé d'un mécanisme de synthétisation – agrégation, moyenne, pondération... – permettant de résumer un grand nombre d'informations, et d'une interface – indice, carte, couleur... – permettant l'émission de signaux, au sein desquels se trouve l'information synthétisée. Le mécanisme a vocation à être précis et l'interface à être la plus lisible possible. Le signal doit être adapté aux représentations des futurs usagers de manière à être facilement appropriable. L'indicateur est donc un instrument qui peut revêtir diverses formes. Pour être un outil efficace, il doit avoir une forme adaptée à sa fonction, comme n'importe quel autre outil. Celle-ci doit par ailleurs être ajustée aux capacités et aux représentations des utilisateurs potentiels, de manière à ce que l'information synthétique contenue dans le signal puisse être facilement extraite.
- *L'aspect constructiviste* : un indicateur est un outil construit à partir d'une méthode impliquant une division sociale du travail – collecteurs de données, spécialistes de la biodiversité, statisticiens... – et d'un processus de décision – négociation, médiation, concertation, validation... C'est la combinaison de ces deux éléments qui conduit à l'adoption de conventions concernant l'indicateur – unité de mesure, échelle spatiale de référence, mécanisme de synthétisation.



Les critères de qualité des indicateurs doivent donc en premier lieu concerner la manière dont les arbitrages sont réalisés.

Les arbitrages concernant les tensions doivent être guidés par une contrainte de cohérence. En effet, mettre en place un « bon » indicateur nécessite avant tout une certaine cohérence entre la fonction, la forme de l'instrument et sa méthode de construction. Il est en particulier nécessaire d'adapter les échelles d'équivalence et l'interface de l'indicateur à l'échelle de réalisme à laquelle se situent les besoins des usagers. Pour rendre notre exposé plus clair, prenons un exemple. L'indicateur de biodiversité le plus emblématique et le plus controversé aujourd'hui est le taux d'extinction global des espèces que compte la Terre (Balmford et al., 2003 ; Thomas et al., 2004). Cet indicateur est très imparfait pour suivre ou gérer la biodiversité, comme nous l'avons souligné dans la première section, mais il s'agit d'un bon indicateur pour communiquer sur les risques qui touchent la biodiversité aujourd'hui. Il répondait à un besoin spécifique : tirer la sonnette d'alarme à propos de l'évolution de l'état de la biodiversité. Il n'a pas pour objectif de fournir un outil de suivi efficace sur la biodiversité mais de mobiliser l'opinion publique. Sa fonction première est d'informer un large public sur les menaces que subit la biodiversité. Les arbitrages concernant l'indicateur ont donc pesé en faveur de sa dimension universelle, objective (l'extinction) et politique (Levrel, 2006). La forme est en adéquation avec sa fonction puisqu'il s'agit de taux et de courbes qui sont de compréhension simple.

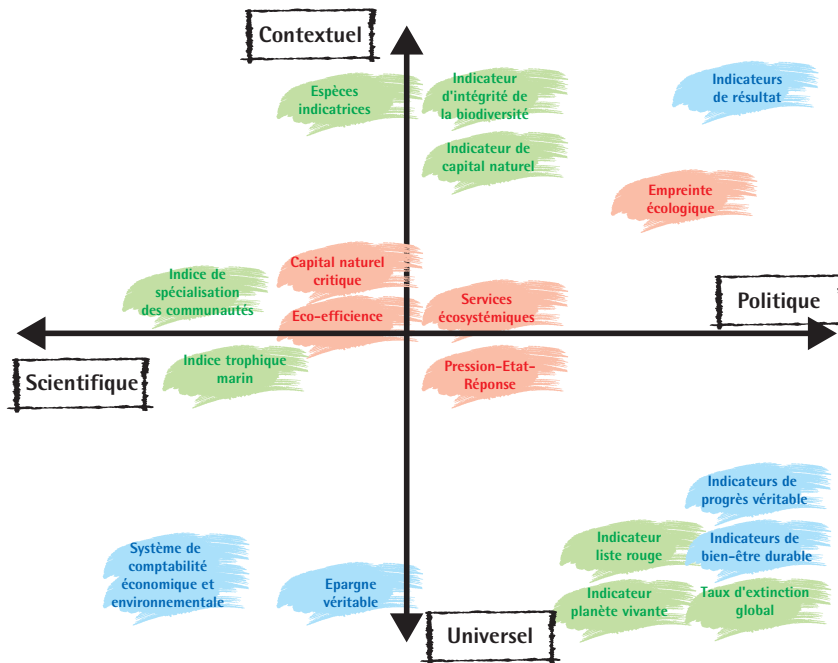
De tels arbitrages ont été réalisés, de manière plus ou moins implicite, par les concepteurs des indicateurs d'interactions que nous avons mentionnés dans la seconde section, comme le montre, de manière simplifiée, la figure 8. Dans cette figure, les indicateurs verts sont fondés sur une approche écolo-centrée, les indicateurs bleus traduisent une approche économico-centrée, les indicateurs rouges une perspective plus transdisciplinaire.

Ce qui ressort de cette sous-section, c'est qu'il est nécessaire de partir de la fonction de l'indicateur pour pouvoir respecter une certaine contrainte de cohérence. Cela nécessite, comme nous l'avons expliqué, d'identifier en premier lieu les besoins des utilisateurs potentiels.

L'adaptation des indicateurs aux besoins des utilisateurs renvoie au critère de « pertinence » du Comité du programme statistique européen. Compte tenu du flou entourant ce critère, il existe

47 Il en va de même pour la construction de n'importe quel outil. On identifie en premier lieu les besoins des usagers potentiels de cet outil pour définir quelles sont les fonctions exactes qu'il doit remplir. On réalise des arbitrages du fait de l'existence de tensions entre les caractéristiques de l'outil de manière à ce qu'il réponde au mieux aux attentes – légèreté vs solidité, précision vs facilité d'usage, diversité des fonctions vs adaptabilité de la forme à des fonctions précises...

Figure 8 : Positionnement d'indicateurs d'interactions vis-à-vis des tensions existant entre les dimensions scientifique et politique d'une part, universelle et contextuelle de l'autre.



des groupes de travail qui définissent les critères d'évaluation de la pertinence des indicateurs concernant des phénomènes principalement socio-économiques – pauvreté, chômage, richesse, etc. Le problème est que ces groupes de travail européens sont composés majoritairement de métrologues, pour la plupart statisticiens, ayant une vision étroite des problèmes de pertinence (Desrosières, 2003a). Ceci explique pourquoi les débats à ce propos renvoient le plus souvent à des questions techniques et se résument à des discussions sur les conventions statistiques d'agrégation, de pondération ou de marge d'erreur acceptable.

La question de la pertinence des indicateurs et des systèmes d'information de manière générale apparaît finalement peu traitée. En effet, il n'existe pas de travail d'enquêtes permettant d'évaluer l'adéquation entre les outils produits et les besoins des usagers – décideurs politiques ou acteurs de la société civile (Desrosières, 2003a).

Partir des besoins pour construire des indicateurs de biodiversité et d'interactions

La question des besoins est souvent peu traitée dans les rapports des organisations en charge de la production d'indicateurs de biodiversité.

En effet, les indicateurs de biodiversité sont souvent envisagés à partir de la métaphore du tableau de bord qui permettrait à un « gestionnaire rationnel » de piloter un système société-nature de manière à suivre un objectif désirable – durable. Or la réalité est tout autre.

Si l'on reprend l'exemple de la gestion des forêts françaises que nous avons évoqué dans la première section, le nombre d'acteurs intervenants dans les processus de décision est pour le moins important : l'Etat propriétaire de forêts domaniales, les communes forestières et la Fédération nationale des communes forestières de France (FNCOFOR) qui les représentent, l'Office national des forêts (ONF) qui gère les forêts de l'Etat et des communes, les propriétaires forestiers sylviculteurs représentés par leur fédération nationale (principaux représentants des propriétaires privés qui possèdent 74% des forêts françaises), les gestionnaires privés au service de ces derniers, les coopératives et leur union nationale, les chasseurs, les associations de protection de l'environnement, les experts forestiers, la Société forestière de la Caisse des

dépôts, les responsables politiques locaux, la Fédération nationale du bois (FNB), les administration du Medd et du Map, pour ne citer que les principaux.

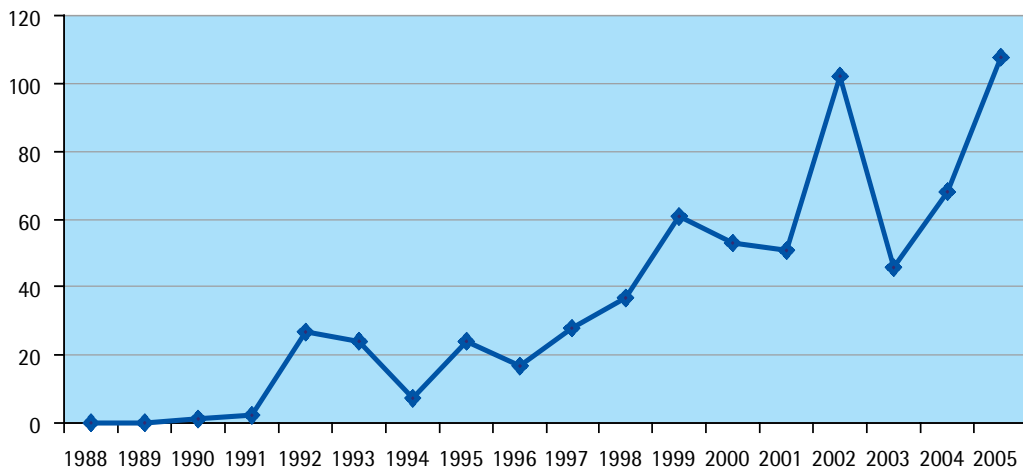
Dès lors, poser la question de la conservation de la biodiversité en milieu forestier requiert de prendre en compte les besoins de toutes ces parties prenantes. Il y a de nombreux acteurs hétérogènes entre lesquels existent de multiples relations – qui se nouent rarement sur un pied d'égalité –, et pour lesquels les objectifs et les moyens à mettre en œuvre ne sont pas les mêmes, y compris lorsqu'on restreint ces objectifs à la question de la conservation de la biodiversité (Westley et al., 2002 ; Weber et Revéret, 1993). Un premier point pour questionner la qualité des indicateurs du point de vue des besoins des usagers est donc d'admettre qu'il n'existe pas un planificateur rationnel qui pourrait piloter un système d'interactions société-nature en vue de lui faire adopter une trajectoire optimale, grâce à l'usage d'une liste d'indicateurs scientifiquement validés et organisés sous forme de tableau de bord.

La question des besoins doit donc être reposée dans d'autres termes que ceux adoptés jusqu'à présent. En fait, le besoin pour des indicateurs de biodiversité apparaît en même temps que cet objet devient une *question sociale* (Boulanger, 2006 ; Dewey, 1927). Une question sociale existe lorsqu'émerge une arène publique à son sujet. Ces arènes publiques concernent par exemple l'emploi, l'économie, l'immigration, la culture, l'environnement... Existe-t-il une arène publique à propos de la biodiversité ?

Le concept de biodiversité est récent et recouvre une réalité complexe. Récent car il s'est construit entre 1985, date à laquelle Rozen propose ce terme, et 1992, date de la Conférence de Rio. Complexe car il renvoie, comme nous l'avons dit, à différentes échelles interconnectées. L'appropriation d'un tel concept n'est donc pas aisée et l'existence d'une « question sociale » autour du concept de biodiversité n'a rien d'évidente.

Pour éclaircir ce point, nous proposons de nous intéresser à l'évolution du volume de publications traitant de la biodiversité afin d'avoir une approximation concernant l'évolution de la demande d'informations écrites sur la biodiversité, qui peut être considérée comme un préalable à une demande formalisée et quantifiée de cet objet. Pour cela, nous avons inventorié le nombre d'articles publiés par le journal *Le Monde* dans lesquels le mot « biodiversité » apparaît⁴⁸, pour la période 1988-2005 (figure 9).

Figure 9 : Nombre d'articles parus dans *Le Monde* dans lesquels le mot « biodiversité » apparaît.



Source : <http://www.lemonde.fr>

48 <http://www.lemonde.fr/web/recherche/1,13-0,1-0,0.html>

Le « baromètre d'intérêt social » que peut représenter cet inventaire fait ressortir plusieurs choses. En premier lieu, cette demande sociale émerge réellement à partir de 1992 (27 publications en 1992 contre 1 en 1990 et 2 en 1991), date de la première conférence sur le développement durable qui se tient à Rio et dans laquelle le concept de biodiversité tient une place importante. La demande sociale augmente les années suivantes et atteint son maximum en 2002 et 2005 avec respectivement 102 et 108 articles parus dans *Le Monde*. 2002 correspond à l'année du second grand sommet onusien sur le développement durable – qui s'est tenu à Johannesburg. Pour 2005, il s'agit de l'année où a eu lieu à Paris un Sommet international sur la biodiversité.

Cette évolution du nombre de publications permet d'affirmer que le concept de biodiversité a suscité un engouement médiatique et politique au cours de ces quinze dernières années et implique l'existence d'une question sociale à son égard.



Conférence internationale Biodiversité, science et gouvernance, Paris, janvier 2005

En devenant une question sociale, le concept de biodiversité a créé de l'intérêt et suivi une succession d'étapes de mise en cohérence au sein desquelles des représentations alternatives sont entrées en interaction. Ces étapes peuvent être décrites comme suit (Seca, 2002) :

- 1) La complexité de l'objet à mesurer et la pluralité des perceptions auxquelles il peut donner lieu engendre une grande *dispersion des représentations* et des informations le concernant – écologues, taxinomistes, chasseurs, naturalistes locaux, gestionnaires, généticiens, économistes... disposent d'informations et de représentations spécifiques sur la biodiversité.
- 2) L'impossibilité d'avoir une vision exhaustive de la biodiversité implique la sélection et la *focalisation sur certaines caractéristiques symboliques* de l'objet, directement fonctions des représentations des acteurs – population, diversité, paysage, gène, abondance, taxon, espèce, interaction, service, représentent autant de caractéristiques symboliques renvoyant au concept de biodiversité.
- 3) L'impératif de l'action, de la communication et de la justification sur cet objet complexe crée une *pression à l'inférence* qui se traduit par des discussions, des descriptions, des évaluations, des validations, dont le but final est de parvenir à une convention sur le contenu de l'objet et le meilleur moyen de le qualifier – richesse spécifique, listes rouges, viabilité des populations, hétérogénéité du paysage, longueur du réseau trophique, variabilité génétique, services écologiques peuvent ainsi être entendus comme des indicateurs de biodiversité.

Il existe par ailleurs trois moments forts qui permettent de caractériser les arènes publiques dans une perspective politique où s'exprime des besoins (Dewey, 1927) : la problématisation (discussion et construction d'un discours), l'institutionnalisation (consensus autour des questions importantes relatives à cette arène) et la dissolution (lorsque l'arène publique disparaît pour permettre l'émergence de nouvelles arènes).

Paul-Marie Boulanger (2006) propose une théorie des indicateurs en partant de ces trois moments. Durant la *phase de problématisation*, de nombreux indicateurs cohabitent et il n'existe pas de légitimité claire à en utiliser un plutôt qu'un autre. Pendant la *phase d'institutionnalisation*, l'usage d'un nombre restreint d'indicateurs par des décideurs politiques divers est une composante forte de la structuration de l'arène. Enfin, pendant la période de dissolution, les indicateurs sont utilisés comme des outils permettant de résister à cette dissolution.

Pendant la phase de problématisation, les indicateurs représentent des outils de justification de différents points de vue souvent réservés à un usage qui peut être qualifié de « militant ». A ce titre, les indicateurs fournissent, pendant cette phase, des outils de négociation entre différentes parties pour faire prévaloir une représentation spécifique d'un objet. Pour les indicateurs d'interactions société-nature par exemple, il s'agira de mettre en concurrence des indicateurs de développement durable permettant d'appuyer une durabilité forte (empreinte écologique) ou faible (épargne véritable). La plus grande partie de la population n'a pas connaissance de l'existence de ces indicateurs et n'y accorde pas d'importance.

Il est possible de dire aujourd'hui que les indicateurs de biodiversité appartiennent à une arène qui est encore en cours de problématisation. Nous sommes dans une phase où les critiques constructivistes dominent largement. La concurrence entre différents indicateurs de biodiversité renvoie à une concurrence entre différentes représentations de ce phénomène et participe par là même à en définir les contours de manière de plus en plus précise. Cette phase de problématisation correspond, en effet, à la période de mise en cohérence qui se traduit par les trois étapes que nous venons de décrire : dispersion de l'information, focalisation sur un nombre limité de paramètres, pression à l'inférence. Au cours de ces différentes étapes, les indicateurs co-évoluent avec les représentations et les informations disponibles. Représentations, informations et indicateurs s'influencent ainsi réciproquement pour construire l'arène publique de la biodiversité.

C'est lorsque la phase de pression à l'inférence est terminée qu'il est possible de dire qu'une nouvelle phase a lieu : celle de l'institutionnalisation. Pendant la *phase d'institutionnalisation*, les représentations et les indicateurs concernant l'objet de l'arène publique sont en accord. Les indicateurs représentent alors des outils de politique publique dans le sens où ils permettent de fournir des signaux d'aide à la décision, de réaliser des suivis concernant le résultat de mesures politiques, mais aussi de justifier des résultats au regard de ces indicateurs. Ils sont donc très utilisés. Ils sont sujets à de nombreuses critiques scientifiques mais ils bénéficient d'une large notoriété. Il s'agit par exemple aujourd'hui des indicateurs de chômage ou de croissance du PIB (Desrosières, 2003b). Le processus d'institutionnalisation peut cependant prendre du temps comme le souligne Paul-Marie Boulanger (2006). Ainsi, le taux de chômage a mis une soixantaine d'années à s'imposer comme un indicateur important pour les politiques. Ce dernier a en effet commencé à être élaboré sous diverses formes dans les années 1880 et n'a été véritablement utilisé qu'en 1946 aux États-Unis avec l'Employment Act qui fixe des objectifs politiques à partir d'une réduction du taux de chômage.

Cet exemple nous permet de souligner un point important : il est peut-être trop tôt pour mettre en place des indicateurs de biodiversité qui vont être effectivement utilisés.

Pour appuyer cette hypothèse, il est possible d'évoquer les expériences menées dans le domaine du développement durable. En effet, la mise en place d'indicateurs de développement durable (IDD) en France, en Belgique ou en Suisse s'est traduite par des échecs (Boulanger, 2004 ; De Montmollin, 2006 ; Ifen, 2001a, 2003 ; Lavoux, 2006) : ils n'ont créé aucun engouement public ou politique lors de leur sortie ; les IDD mis en ligne ne sont pas ou peu consultés ; il n'existe aucun relais médiatique lors de leur parution.

Pourtant, plusieurs arguments laissent penser que les choses sont en train de changer.

Tout d'abord la question du développement durable est devenue une question de société majeure qui a donné lieu à une Stratégie nationale pour le développement durable en France⁴⁹

49 Il est même possible d'espérer qu'une Loi sur le développement durable soit votée comme ce fut le cas au Québec par exemple.

(Medd, 2003a). C'est pourquoi il semble que le contexte institutionnel évolue très vite et que la demande pour des outils de suivi des politiques menées se fait de plus en plus pressante. Ainsi, le Centre d'analyse stratégique (ex-Commissariat au Plan⁵⁰) a demandé à un groupe de travail interministériel (groupe « Equilibres ») de réfléchir au « rôle de l'Etat stratège face aux enjeux du développement durable ». Une des priorités de ce groupe a été de travailler sur les IDD (Ayong Le Kama et al., 2004). Ce travail traduit un véritable changement dans le rapport des politiques à la question des IDD. En effet, les IDD développés par l'Institut français de l'environnement (Ifen) entre 1996 et 2003 répondaient à une commande du Ministère de l'écologie et du développement durable dans le cadre de la mise en place des IDD par la Commission sur le développement durable de l'ONU. Aujourd'hui, les IDD sont commandés dans un cadre politique beaucoup plus large et beaucoup plus concret grâce à la Stratégie nationale sur le développement durable.

Dans le domaine de la biodiversité, le constat est identique. En effet, la mise en place d'une Stratégie nationale pour la biodiversité doit permettre de traduire en actes concrets l'objectif de la CDB, c'est-à-dire de stopper l'érosion de la biodiversité d'ici 2010. Or, pour évaluer périodiquement les avancées réalisées, il est avant tout essentiel de disposer d'indicateurs de suivi de la biodiversité (Medd, 2004).



Ensuite, il faut noter que même si la publication des IDD n'a pas créé d'engouement, des indicateurs thématiques concernant l'agriculture, la biodiversité ou la consommation d'énergie ont tout de même été repris par les médias (Lavoux, 2006). A chaque fois, une réalité « palpable » est présente derrière ces concepts. Certes, les frontières de ces réalités sont souvent délicates à établir et sujettes à discussion mais il n'en reste pas moins qu'elles parlent aux gens. Ainsi, la publication en 2002 par le Muséum national d'histoire naturelle d'indicateurs sur l'évolution des populations d'oiseaux communs en France a été largement reprise par les médias (Levrel, 2006).

Par ailleurs, il existe une demande claire pour des indicateurs pendant les périodes de crises (Mirault et al., 2006). Or, ce qui nous intéresse dans le cadre de la gestion de la biodiversité, c'est la crise d'extinction que connaît la planète aujourd'hui et celle qu'elle risque de connaître demain, avec les conséquences que cela pourrait engendrer sur les services écosystémiques utiles à l'homme. L'important est donc que les indicateurs permettent d'appréhender au mieux les crises futures.

50 La mission du Commissariat Général au Plan est d'indiquer les problématiques dans lesquelles l'Etat, garant de l'intérêt général et du Bien Public, devra jouer un rôle important dans les 10 à 15 ans.

Un autre élément essentiel est que les acteurs utilisent une grande diversité d'indicateurs informels pour prendre leurs décisions pendant leurs activités quotidiennes (Levrel et al., 2006). Dès lors, la demande pour des indicateurs de biodiversité peut émerger si ces derniers concernent directement ou indirectement leurs activités quotidiennes.

Enfin, au lieu d'attendre que cette demande pour des indicateurs de biodiversité émerge d'elle-même, il est possible de chercher à la faire émerger à partir d'un processus interactif de co-construction impliquant les scientifiques et les communautés de pratique concernées par la gestion de la biodiversité. En effet, c'est en travaillant collectivement et en discutant que les besoins se précisent et que les demandes s'expriment.

Vers une co-gestion adaptative de la biodiversité

Une raison pour laquelle les politiques de développement ont souvent conduit à des catastrophes naturelles (exemple de la mer d'Aral évoqué plus haut) et pour laquelle les politiques de conservation de la biodiversité ont souvent abouti à des résultats mitigés est une mauvaise prise en compte de *l'incertitude* et de *la complexité* par les scientifiques et les décideurs (Holling et Gunderson, 2002 ; Ludwig et al., 1993 ; Passet, 1996).

La posture visant à ne pas prendre en compte l'incertitude est justifiée, d'un point de vue scientifique, par le fait que la grande complexité des dynamiques n'est pas intelligible et qu'il ne sert donc à rien de vouloir adopter une perspective systémique (Kinzig et al., 2003). Mieux vaut continuer à développer des savoirs partiels mais « vrais » que de chercher à intégrer de nombreux paramètres dynamiques qui ne seront de toute façon pas explicables. Les politiques veulent quant à eux pouvoir avoir un discours clair, ce qui est difficile lorsqu'il doit être fondé sur des informations complexes. C'est pourquoi la science est souvent encore aujourd'hui de nature réductionniste, analytique, mécaniste et rationaliste alors que ses objets d'étude sont polymorphes, systémiques, complexes et controversés (Passet, 1979 ; Morin, 1996 ; Benkirane, 2002) :

- *Le réductionnisme*, visant à établir des frontières strictes entre disciplines, est issu d'une tradition philosophique censée apporter objectivité et neutralité à la science vis-à-vis du reste de la société. Avoir une démarche scientifique implique donc d'avoir une démarche disciplinaire.
- *La méthode analytique* consiste à séparer et à isoler les éléments du tout afin de mieux pouvoir les étudier. Le postulat sous-jacent est que la somme des éléments forme le tout, que l'agrégation des dynamiques micro permet de comprendre la dynamique macro.
- *La dimension mécaniste* de la science tient à une vision du monde issue de la physique newtonienne qui implique une compréhension parfaite des dynamiques à partir d'un nombre de lois limitées et connues. Dans cette perspective, le monde fonctionne comme une horloge et l'irréversibilité n'existe pas.
- *L'approche rationaliste* est fondée sur l'idée que toutes les informations concernant l'état du monde sont accessibles et que tous les phénomènes sont probabilisables, ce qui permet d'anticiper les événements à venir en vue d'adopter les réponses sociales optimales (selon les critères du moindre coût ou du maximum d'utilité pour les économistes).

Ces éléments conduisent à traiter la question des risques globaux – qui touchent notamment la biodiversité – à partir d'un processus de « mise en risque ». Ce processus nécessite d'identifier les sources des dangers, leur probabilité d'occurrence, les liens de causalité auxquels ils renvoient, les évaluations des conséquences possibles et les procédures de compensation ou de réparation qu'elles impliquent (Gilbert, 2001, 2004), de manière à avoir un *traitement rationnel des dangers*. Or, chacune de ces étapes soulève des problèmes extrêmement délicats dans le champ de la biodiversité. En effet, s'il est possible de calculer les risques pour certains dangers environnementaux comme les tremblements de terre qui répondent à une dynamique quasi-linéaire, les menaces sur la biodiversité concernent des systèmes vivants au sein desquels existe une infinité d'interactions non linéaires générant des dynamiques adaptatives et complexes à différents niveaux organisationnels.



C'est pourquoi ces méthodes scientifiques sont souvent à l'origine d'une *gestion pathologique des ressources naturelles renouvelables* – « the pathology of natural resource management » (Holling et Gunderson, 2002 ; Berkes et al., 2003) – caractérisée par :

- La recherche d'une maîtrise toujours plus grande des variabilités – « command and control strategy » – et une myopie des systèmes de gestion des ressources naturelles renouvelables – focalisée notamment sur les rendements et les bénéfices économiques en général.
- La mise en place d'agences spécialisées initialement flexibles mais qui deviennent très rapidement myopes, rigides et dont la stratégie est guidée par une quête de survie. En effet, la captation de fonds, de moyens, de postes, devient souvent l'objectif final de ce type d'agences.
- La mise en place de subventions permettant d'inciter à un accroissement des rendements et qui rendent les usagers des ressources naturelles renouvelables de plus en plus dépendants de ces revenus « artificiels ». La double conséquence est une absence d'intériorisation des coûts liés à l'érosion de la biodiversité et la mise en place d'un lobbying ayant pour unique objectif de conserver ce système de rentes, ce qui conduit toute velléité de changement à une situation de crise.
- La perte de résilience des écosystèmes qui peut conduire à l'effondrement de systèmes société-nature, comme nous l'avons vu dans la sous-section sur les services écosystémiques avec l'exemple de la mer d'Aral.
- La multiplication des crises et un accroissement général de la vulnérabilité des populations qui dépendent de la biodiversité, accompagnés d'une perte générale de confiance dans les systèmes de gouvernance et de gestion en place.

C'est en partant du constat de l'inefficacité des modes de gestion traditionnels pour gérer les ressources naturelles renouvelables et des difficultés qu'avait la science à appréhender les dynamiques complexes, que de nombreux écologues et économistes se sont orientés vers la gestion adaptative des ressources naturelles renouvelables (Arrow et al., 2000 ; Dasgupta, 2001 ; Holling et Gunderson, 2002 ; Weber, 1996). La gestion adaptative est une approche plus opérationnelle que la gestion « command and control » classique selon ces auteurs car elle met au cœur de sa démarche l'incertitude soulevée par la gestion d'écosystèmes complexes dont les mécanismes de fonctionnement restent peu connus. Pour faire face à cette incertitude, la gestion adaptative prône une *démarche modeste privilégiant les processus d'apprentissage à propos des interactions* entre les dynamiques sociales et les dynamiques écologiques (Olsson et al., 2004). Il s'agit d'une gestion interactive fondée sur l'idée que toute pratique de gestion doit être envisagée comme participant à un processus d'expérimentation itératif et continu dans lequel les déci-

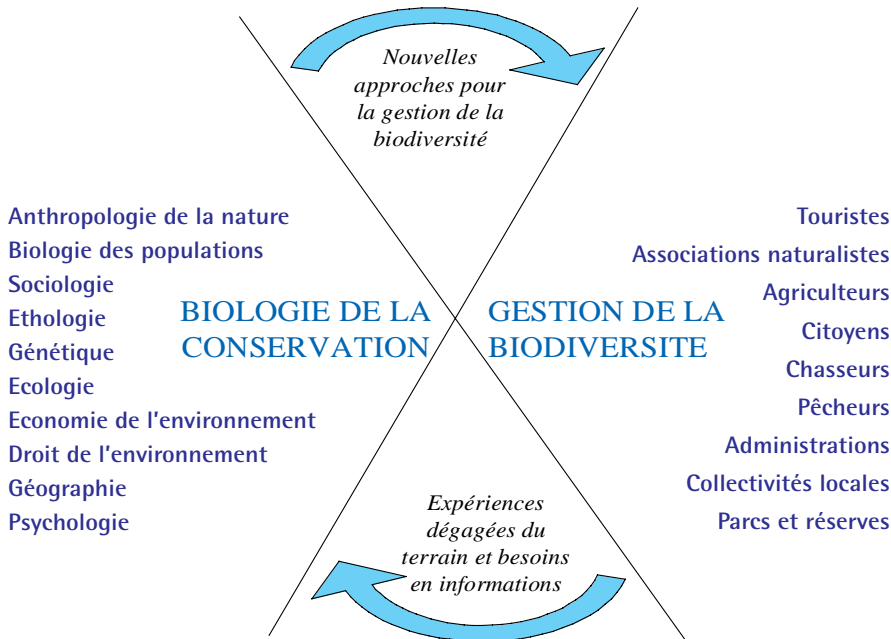
deurs et les scientifiques doivent collaborer (figure 10). Cette démarche doit permettre de faire évoluer à court terme les mesures de gestion, en fonction des réponses du système société-nature à ces dernières, et d'éviter ainsi des crises écologiques et sociales de grande ampleur comme celle de la mer d'Aral.

La gestion adaptative s'articule avec une *démarche scientifique de nature systémique* qui laisse sa place aux interactions, à la complexité et aux incertitudes des mécanismes en jeu (Passet, 1996, p.XVI). L'analyse systémique « propose une méthode d'étude de la complexité s'appuyant à la fois sur la connaissance des différents éléments du système (approche analytique) et sur celle des liens existant entre ces éléments » (Ceneco, 1995, p.12). D'une physique mécanique, elle propose de passer à une physique thermodynamicienne acceptant les irréversibilités, sans pour autant se référer à l'approche thermodynamique qui voit en l'évolution un simple processus de destruction mais à celle, plus biologique, qui voit en tous ces processus de formidables mouvements de destruction créatrice. A une perspective réductionniste et disciplinaire, l'approche systémique oppose une démarche impliquant différentes disciplines autour de questions ou d'objets communs. Au concept de rationalité centré sur une définition économique, se substitue un concept de rationalité impliquant un minimum de cohérence entre les fins et, autant que possible, une cohérence entre les fins et les moyens.

La gestion adaptative de la biodiversité implique donc en premier lieu que des scientifiques issus de différentes disciplines puissent travailler ensemble de manière à instituer ce que l'on peut appeler une « science de la conservation » (ou « biologie de la conservation »). Ce travail collectif peut être envisagé sous deux angles principaux : la pluridisciplinarité ou l'interdisciplinarité (Morin, 1994).

La première approche est de considérer que chaque scientifique travaille sur une question commune – la conservation de la biodiversité – mais dans son domaine de compétence. C'est la démarche adoptée par la plupart des livres et des programmes de recherche qui souhaitent proposer des approches transversales sur la biodiversité (Kinzig et al., 2003) Chaque scientifique utilise ses concepts et ses méthodes sans se soucier du point de vue des autres disciplines impliquées dans le programme transversal. Une fois ses travaux réalisés, il les présente au collectif de chercheurs investis dans le projet. Cette perspective est la *perspective pluridisciplinaire*. On

Figure 10 : La gestion adaptative de la biodiversité.



Source : Barbault, 2000, p. 308

découpe le programme de manière analytique, discipline par discipline, sous-question par sous-question, et on met tout en commun à la fin du programme de manière à donner un tableau d'ensemble concernant la question initiale. Il n'y a pas réellement besoin de se comprendre puisque chacun reste dans son domaine de compétence et travaille de manière parallèle. Les sphères disciplinaires sont respectées et les représentants des différentes disciplines n'ont pas de véritable légitimité à intervenir dans celles de leurs voisins. Il n'est pas nécessaire de créer un langage commun puisqu'il y a très peu d'interactions entre les participants.

Il y a très peu de *coûts de transaction*⁵¹ entre les différentes parties prenantes puisque l'ensemble des disciplines – qui représentent autant de communautés de pratique – ne travaillent ensemble que lors des restitutions et n'entretiennent pas d'interactions entre elles. Il n'y a pas besoin dans ce cas de créer une communauté d'intérêt et le travail collectif est assez simple à réaliser.

Le problème est que cette démarche engendre de nombreuses difficultés. Tout d'abord, les spécialistes des différentes disciplines ne s'intéressent pas vraiment aux autres recherches menées dans le projet, ou alors de manière superficielle lorsque celles-ci auront un intérêt pour leurs propres recherches. Ce désintérêt est souvent lié à un manque de connaissances sur la discipline, sur le vocabulaire utilisé, sur la méthode adoptée, mais surtout sur la portée de ces recherches. Plus les présentations des autres disciplines seront « spécialisées » et « verbeuses », plus le désintérêt risquera d'être grand car les résultats seront difficilement appropriables par les autres disciplines. Un deuxième problème engendré par cette démarche est qu'il est souvent très difficile de fournir, à partir d'un tel programme, une synthèse ayant une portée opérationnelle pour les décideurs. Il lui sera souvent préféré un rapport exhaustif et volumineux permettant de respecter la richesse des travaux menés. Cette tendance encyclopédique n'est pas en accord avec les besoins de signaux simples pour les décideurs. Enfin, et c'est peut-être là le principal problème, il existe un manque d'intégration dans ce type de projet. En effet, les résultats des travaux réalisés par les différentes disciplines risquent, s'ils ne sont pas articulés de manière cohérente, d'être une source de confusion pour les utilisateurs des rapports du fait d'échelles temporelles, spatiales et mêmes symboliques hétérogènes (concernant les unités d'équivalence et les paramètres clés). Cela peut être une source de tensions et même de contradictions entre les résultats, en particulier dans les grandes organisations internationales qui ont segmenté leurs divisions ou leurs départements dans un objectif de rationalisation du traitement des problèmes. A titre d'exemple, comme le souligne les travaux de l'Institution inter-américaine de coopération agricole à propos des recommandations de la Banque mondiale (Reed, 1999, p.19) : « *alors qu'on crée d'un côté des incitations au développement des exportations et à l'exploitation plus intensive des ressources naturelles, on prône d'autre part des nouvelles politiques en faveur de la conservation de l'environnement et de ces mêmes ressources naturelles* ». Cela est simplement dû à un manque de mise en cohérence préalable des expertises réalisées dans les divisions du développement et de l'environnement de cette organisation.

En fait, ces travaux menés parallèlement nécessitent un lourd travail de mise en cohérence ex post. Ce dernier est parfois impossible tant les travaux ont été menés à des échelles différentes. L'approche pluridisciplinaire offre ainsi un outil méthodologique assez pauvre pour réaliser des travaux transversaux intégratifs et ne permet pas de mettre en commun des savoirs dispersés.

Ceci explique pourquoi de nombreux scientifiques insistent sur la nécessité de l'émergence d'une *théorie de l'intégration* – « inclusive theory » (Yorke et al., 2002). La « science de la soutenabilité » est une référence directe à cette théorie de l'intégration. Elle abandonne toute référence disciplinaire au profit d'un domaine d'étude qui est la soutenabilité ou la durabilité.

Le terme de « *science de la soutenabilité*⁵² » a été créé par le Conseil de la recherche national américain (National Research Council, 1999) dans l'objectif spécifique d'imaginer un espace de réflexion concernant les interactions entre les dynamiques sociales et les dynamiques écologiques. Elle souhaite accorder une importance égale à la manière dont les dynamiques écologiques ont un impact sur les questions sociales et à la manière dont les dynamiques sociales ont un impact sur les questions écologiques (Clark et Dickson, 2003).

51 Les coûts de transaction sont liés à la diversité des systèmes de valeur, à l'intégration des connaissances dispersées, à la mise en œuvre d'accords et au contrôle de leur application, à l'établissement de droits (North, 1999). Il s'agit des coûts qu'il est nécessaire de surmonter pour réaliser un travail collectif et rendre une organisation efficace, que celle-ci ait pour objectif de générer des profits, de diriger une nation ou de conserver une biodiversité commune.

52 Voir : <http://sustainabilityscience.org>

Mettre en place une science de la soutenabilité nécessite d'adopter une *approche interdisciplinaire*. Dans ce cadre, les scientifiques travaillent ensemble pour résoudre un problème commun. Les interactions entre les représentants des différentes disciplines sont obligatoires puisqu'ils doivent définir collectivement les objectifs du programme, les échelles de référence, les protocoles, les paramètres clés à étudier, les différentes étapes à suivre, etc. Il est donc nécessaire de construire une communauté d'intérêt concernant une question ou un problème, pour parvenir à réaliser un tel travail, c'est-à-dire commencer par réduire les coûts de transaction entre les participants. En effet, dans un tel processus, les représentations, intérêts et préférences vont entrer en conflit et chaque participant va devoir accepter de perdre une partie de ses espaces de liberté. Ainsi, mettre en place des travaux véritablement interdisciplinaires, qui permettent de développer des informations intégrées, synthétiques et parlantes, nécessite pour les participants de relâcher leurs hypothèses de scientificité issues de leurs disciplines respectives. Les représentants des différentes disciplines doivent aussi accepter que leurs savoirs et leurs études ne soient pas totalement représentés dans les travaux interdisciplinaires qui n'auront retenu que le strict minimum nécessaire au traitement de la problématique.

Il s'agit là du prix à payer pour avoir un véritable processus interactif permettant de développer un outil réellement intégré. C'est pourquoi les participants à de tels projets doivent faire preuve d'une volonté d'ouverture sur les autres disciplines, d'une disposition pour la discussion et l'échange, de capacités pédagogiques importantes, dans la perspective de créer une atmosphère propice à un travail collectif nécessitant un investissement argumentaire important. Eluder ces questions « humaines » qui peuvent apparaître « non scientifiques », c'est prendre le risque d'engager le processus dans une succession de conflits qui conduira inexorablement à des blocages. C'est pourquoi il faut considérer les travaux interdisciplinaires comme de véritables processus sociaux impliquant (Callon et al., 2001 ; Rouwette et al., 2002 ; Vennix, 1996, 1999) : l'usage de règles permettant à la fois d'animer le travail collectif et de réguler les rapports de forces fondés sur des statuts spécifiques et des asymétries d'information⁵³; le recours à des outils de médiation qui facilitent les négociations et permettent de créer un langage commun autour de la problématique traitée ; l'existence d'un animateur-médiateur, légitime aux yeux des parties prenantes, qui va donner aux travaux interdisciplinaires leurs caractères « efficace » et « juste » en veillant à ce que les règles du jeu à la base du processus soient respectées.

L'approche interdisciplinaire n'empêche cependant pas l'existence de domaines de compétence. Ainsi, en ce qui concerne la question de la conservation de la biodiversité, de nombreux points ne peuvent être traités que par des biologistes : l'évaluation des crises d'extinction, la viabilité des dynamiques de population, les réponses adaptatives des populations aux pressions, les fonctions écologiques fournies par les écosystèmes... D'autres seront traités par les sciences sociales : la création de revenus, la répartition des bénéfices liés à la conservation des écosystèmes, les problèmes fonciers, les services auxquels renvoient les fonctions écologiques, la question des représentations et des conflits... Cependant, toutes les questions doivent donner lieu, dans ce contexte, à des mises en commun et permettre de souligner les interdépendances qui existent entre les dynamiques sociales et les dynamiques écologiques.

Si l'on reprend la figure 10, nous pouvons noter que l'émergence d'une science de la conservation fondée sur l'intégration disciplinaire n'est cependant pas un élément suffisant pour instituer une gestion adaptative de la biodiversité. En effet, il est aussi nécessaire d'instaurer un processus d'interactions entre cette science de la conservation et les acteurs de la gestion de la biodiversité à proprement parler. Dès lors, la question de la diversité des acteurs qui cohabitent dans un même écosystème devient centrale et c'est pourquoi certains auteurs préfèrent au concept de *gestion adaptative* ceux de *co-gestion adaptative* (*adaptive co-management*) (Lal et al., 2002), de *gouvernance adaptative* (*adaptive governance*) (Dietz et al., 2003) ou de *gestion communautaire* (*community-based natural resource management*) (www.cbnrm.net) que nous nommerons de manière générique *co-gestion adaptative*.

La co-gestion veut dire « partage des savoirs et des pouvoirs ». La seule différence entre la gestion adaptative et la co-gestion adaptative est que le principal problème d'incertitude à traiter pour ce deuxième courant ne concerne pas les interactions écologiques mais les interactions sociales. Dans cette perspective, gérer la biodiversité nécessite avant tout de gérer les interactions entre les hommes à propos de la biodiversité en vue de coordonner leurs actions sur celle-ci (Lal et al. 2002).

53 En effet, l'interdisciplinarité n'a aucun sens si elle se traduit par la domination de l'opinion d'une discipline sur les autres.

Elle postule que « *la gestion est passée de : « gérer en s'appuyant sur des experts, une entité bien cernée pour la conserver proche de son état existant », à : « gérer en prenant compte et en associant la diversité des acteurs et de leurs attentes, une entité très partiellement connue et intrinsèquement évolutive, pour lui préserver ses capacités d'évolution à long terme » [...] L'enjeu n'est donc pas de substituer cette réalité par une autre et de rêver à une sorte de nouvelle technocratie (écologiquement) éclairée, mais de "gérer la gestion", c'est-à-dire d'intervenir dans un réseau d'intelligence répartie⁵⁴ pour en améliorer le fonctionnement global » (Chevassus-au-Louis, 2002).*

Il est à cet égard important de souligner que « le problème posé par les risques globaux en termes de choix sociaux est bien celui de la nature précise de l'articulation entre expertise, décideurs publics et opinion publique » (Trannoy et Van Der Straeten, 2001, p.83). En particulier, il existe souvent des relations privilégiées entre les experts et les décideurs, les premiers proposant des « recommandations d'actions publiques » aux seconds (Trannoy et Van Der Straeten, 2001). Dans ces conditions, les décisions politiques apparaissent comme le résultat d'avis d'experts, qui se substituent dès lors aux préférences des citoyens. Le processus d'expertise devient un processus normatif grâce auquel « l'expert fait passer, en toute impunité, une idéologie, l'idéologie de l'expert : la validité absolue de son savoir parcellaire, énoncé comme une vérité infaillible » (Morin, 1996, p.256). Cela ne pose pas réellement de problème si les préférences collectives des décideurs et des experts correspondent aux préférences collectives des citoyens. Mais cela suppose alors un monde sans incertitude où les préférences des citoyens sont homogènes. La co-gestion adaptative postule justement que ces préférences sont hétérogènes et qu'il s'agit là du principal problème à traiter si l'on veut appréhender correctement la complexité des contextes décisionnels et des choix collectifs relatifs à la biodiversité.

Dès lors, il est nécessaire de s'intéresser aux institutions qui contribuent à organiser de manière juste les interactions sociales qui seront à l'origine des compromis sociaux nécessaires aux choix collectifs concernant la conservation de la biodiversité. *La démocratie* représente la première de ces institutions.

La démocratie représente un « *régime politique dans lequel le peuple exerce sa souveraineté lui-même, sans l'intermédiaire d'un organe représentatif (démocratie directe) ou par représentants interposés (démocratie représentative)* » (Petit Larousse, 1995, p.322). Dans les faits, c'est la démocratie représentative qui est le système institutionnel dominant. « *La démocratie représentative est en principe une démocratie parlementaire : les Parlements sont des assemblées d'hommes et de femmes, plus souvent d'hommes, choisis pour leur sagesse et dont les délibérations sont supposées déboucher sur la meilleure décision possible* » (Delacampagne, 2000, p.19, cité par Callon et al., 2001, p.327).

Au-delà de ces définitions formelles, la démocratie est une *institution très flexible* qui évolue à partir d'un processus continu d'apprentissage car elle admet (North, 1999) :

- Que les choix politiques et les opinions sont construits sur des conjectures faillibles.
- Que l'opinion se construit à partir d'un processus interactif d'apprentissages et de découvertes.
- Que l'élément central de ces processus n'est pas la suprématie d'une opinion mais les capacités qui existent à contester cette opinion majoritaire.

C'est pourquoi la démocratie est, selon Jacques Sapir (1998, p.215), « *la combinaison de la liberté de controverse et de la responsabilité du décideur devant les exécutants* ».

La démocratie implique un certain nombre de *principes supérieurs communs* :

- *un principe de tolérance* qui offre à chaque citoyen la liberté de pouvoir exprimer ses croyances et ses idées ;
- *un principe de séparation des pouvoirs* qui permet l'instauration d'un Etat de droit et de protéger les citoyens de tout abus ;
- *un principe de justice sociale* qui vise à réduire les inégalités (Acheson, 1994 ; North, 1999 ; Delacampagne, 2000).

54 « Capacités de perception et de compréhension de l'environnement et d'adaptation à ces évolutions ».

En plus d'être juste, la démocratie est un *système institutionnel efficace*. Ainsi, la démocratie représente le seul contexte institutionnel dans lequel aucune famine n'a pu être historiquement identifiée⁵⁵ (Sen, 1981). Par ailleurs, son apparition s'accompagne, à court ou moyen terme, d'un ensemble d'innovations institutionnelles (clarification des droits de propriété...), organisationnelles (développement d'une presse indépendante...) et techniques (mise en place d'un système de mesure objectif...) qui sont une source importante de réduction des coûts de transaction dans une société (North, 1999).

Tous ces éléments expliquent pourquoi la démocratie offre le contexte nécessaire à toute tentative de mise en place d'une co-gestion adaptative. Ce contexte peut être envisagé à trois échelles spatiales.

L'échelle de référence de la démocratie est l'Etat. En effet, les Parlements nationaux sont la base des systèmes démocratiques.

Cependant, cette échelle a perdu de son importance avec la mondialisation. Les décisions nationales sont aujourd'hui largement dépendantes de décisions qui ont lieu à une échelle supérieure. Or, il n'existe pas d'institutions démocratiques à l'échelle internationale. Il existe certes des organisations internationales censées gérer les relations existant à cette échelle mais ces organisations ne fonctionnent pas sur un mode démocratique : la Banque mondiale et le Fonds monétaire international fonctionnent à partir d'un système de vote censitaire dont les quotes-parts sont proportionnelles aux sommes versées à l'organisation (les Etats-Unis ont ainsi près de 17 % des voix tandis que les 47 pays d'Afrique sub-saharienne disposent au total de 2,5 % des voix dans ces deux organisations). L'Organisation mondiale du commerce fonctionne en théorie sur le principe « d'un pays égale une voix », mais comme les Etats-Unis et l'Union européenne ne peuvent admettre d'être mis en minorité, le système de vote n'a jamais été utilisé pour prendre des décisions au sein de l'organisation qui fonctionne finalement à partir d'un principe de consensus dont les règles ne sont pas définies. Seule l'ONU applique la règle « d'un pays égale une voix » mais elle est rendue caduque par le Conseil de sécurité qui donne le pouvoir de décision à ses cinq pays membres. Ceci explique pourquoi la mise en place d'une co-gestion adaptative de la biodiversité va être rendue difficile à l'échelle d'un pays structurellement dépendant de relations internationales (Trommetter et Weber, 2005). Dans ce cas de figure, les règles du jeu ne sont en effet pas celles de la démocratie mais d'un marché très peu réglementé.

La troisième échelle (après l'Etat et le monde) est l'écosystème et le territoire, c'est-à-dire l'échelle locale. La démocratie, à ce niveau, est devenue un enjeu de plus en plus fort, au fur et à mesure que des critères de bonne gouvernance locale étaient mis en place par les organisations internationales en charge du développement et de la conservation. Ceci explique pourquoi la participation, la consultation, la concertation, la délibération, la négociation, la médiation... sont devenues au cours des dernières années autant de concepts « opportuns » pour répondre au besoin d'une démocratie locale renouvelée et, *in fine*, aux problèmes de conservation et de développement.

Au delà de cette vision « idéalisée » défendue par les organisations internationales, plusieurs raisons poussent cependant à adopter l'*échelle écosystémique* locale comme échelle spatiale de référence pour la co-gestion adaptative de la biodiversité.

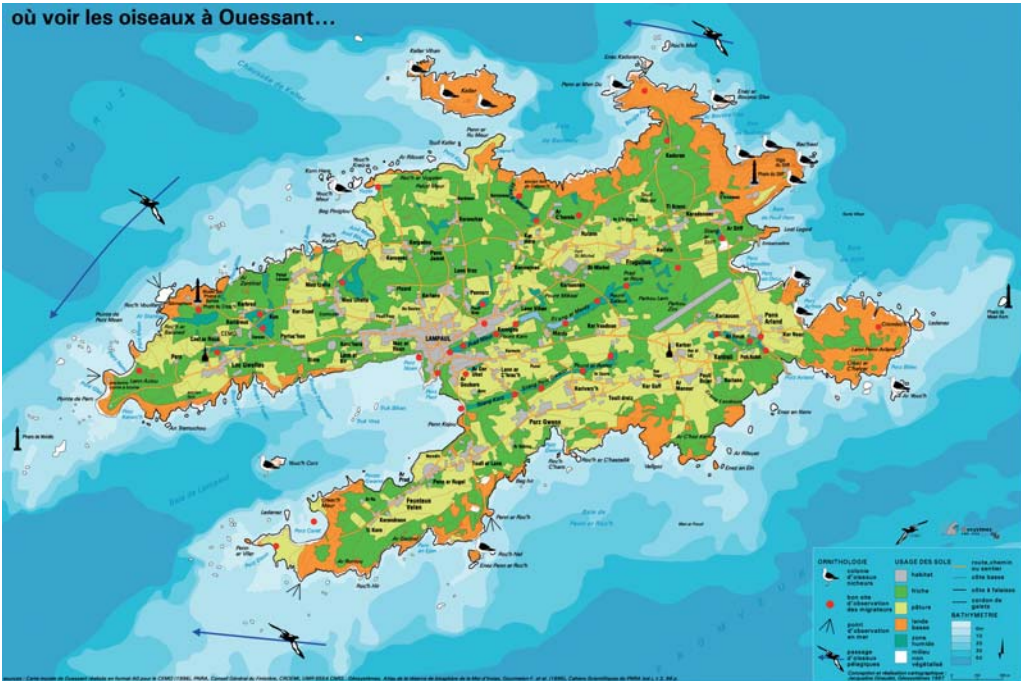
Des raisons théoriques tout d'abord, car l'écosystème représente une *entité géographique relativement homogène* – même si elle peut être de taille très variable – définie à partir des interactions existant entre les êtres vivants – parmi lesquels l'être humain a aujourd'hui une place centrale – et leur environnement. Ainsi, la gestion de la biodiversité nécessite de connaître et de comprendre, au moins partiellement, les interactions écologiques ainsi que les interactions société-nature pour pouvoir les gérer. L'identification de ces interactions ne peut être réalisée qu'à partir d'une perception locale – ou écosystémique – des dynamiques en jeu, c'est-à-dire à l'échelle de la perception humaine. En effet, même si le traitement des grands nombres permet d'identifier des corrélations statistiques entre différents paramètres à de larges échelles spatiales, la réalité des interactions décrites est locale.

55 Les liens entre démocratie et développement humain sont cependant difficiles à établir. Partha Dasgupta (2001, p.57) trouve ainsi des corrélations positives pour l'année 1980 entre le développement humain et les droits civils et politiques (sur un échantillon de 46 PED), puis négatives pour les années 1995-96 (sur un échantillon de 36 PED). Il propose ensuite une troisième évaluation, dynamique celle-là, cherchant des corrélations sur les évolutions ayant eu lieu entre 1970 et 1980. Il trouve dès lors une corrélation positive entre les droits civils et politiques d'une part, l'espérance de vie et le PNB d'autre part, mais une corrélation négative entre ces droits et le taux d'alphabétisme.

Des raisons pratiques ensuite. La co-gestion adaptative a en effet un ancrage local car il s'agit de *l'échelle spatiale à laquelle les asymétries d'information sont les moins importantes* et où les comportements opportunistes peuvent être rapidement identifiés et sanctionnés. C'est également à cette échelle qu'il est possible de décrire les contextes qui permettent d'identifier : les services offerts par la biodiversité à l'homme ; les forces directes et indirectes de changements de l'état de la biodiversité ; les acteurs à l'origine de ces changements ; les réponses politiques adaptées au contexte écologique et social. Il s'agit, par ailleurs, de l'échelle à laquelle les interactions sociales sont les plus intenses, et où il est donc possible de mobiliser un fort capital social et d'imaginer des systèmes institutionnels de coopération entre acteurs locaux à propos de problèmes communs – telle que la conservation de la biodiversité (Ostrom, 1990 ; Pretty, 2003). Il s'agit donc d'une échelle privilégiée pour lancer des processus de discussion et de négociation qui permettront d'imaginer et de tester des innovations institutionnelles, techniques ou organisationnelles concernant la gestion de la biodiversité.

Il existe enfin une raison institutionnelle pour adopter une approche écosystémique : il s'agit de *l'échelle spatiale retenue par le Millennium Ecosystem Assessment, la Convention sur la diversité biologique et le programme Man and Biosphere de l'Unesco*⁵⁶.

Au-delà de la démocratie, l'identification des institutions permettant de faciliter les échanges entre acteurs et de faire émerger des comportements innovants pour la mise en place d'une co-gestion adaptative de la biodiversité efficace est délicate. En effet, la plupart des institutions sont de nature informelle et ont une dimension contextuelle (North, 1999). Ainsi, les origines du succès d'une règle locale pour la gestion de la biodiversité ne sont pas forcément bien connues. Le « savoir comment » et le « savoir pourquoi » vont de pair mais ils sont souvent difficiles à appréhender de concert (Sapir, 1998). On constate souvent qu'une règle a permis une bonne gestion de la biodiversité, et on postule que ce succès est lié à un certain nombre d'interactions entre un certain nombre de paramètres. Pourtant, il existe le plus souvent beaucoup d'incertitude sur les origines réelles du succès de cette règle. Rappelons qu'Arun Agrawal (2001) iden-



56 Il apparaît cependant que la demande pour des outils de gestion de la biodiversité, tels que des indicateurs, ne peut être créée artificiellement à une échelle locale en partant d'un processus top-down (d'Aquino, Seck et Camara., 2002) et que les indicateurs de développement durable ne survivent jamais au départ des programmes participatifs qui les ont initiés à cette échelle (Garcia et Lescuyer, 2006). Le problème, en effet, est que les organisations internationales confondent souvent leurs besoins avec ceux des populations. Ainsi, le développement durable ou la conservation de la biodiversité sont des concepts technocratiques qui ne renvoient le plus souvent à rien de concret pour les populations locales.

tifie ainsi trente-trois paramètres importants pour envisager une bonne gouvernance locale des ressources naturelles renouvelables en propriété commune, entre lesquels il existe de nombreuses interactions. C'est pourquoi les règles locales « gagnantes » ne sont pas forcément généralisables et ce d'autant moins que l'environnement dans lequel elles ont été construites est un environnement complexe et partiellement intelligible.

Carl Folke (2003) identifie cependant quatre conditions premières pour que des systèmes de co-gestion adaptative puissent émerger :

- 1) *Apprendre à vivre dans l'incertitude et le changement.* Cette manière de vivre était celle de nos aïeux et il est nécessaire de réhabiliter certaines pratiques : comportements économes, gestion des risques à partir d'une gestion de la diversité, décision impliquant un principe élémentaire de précaution. Tous ces traits comportementaux ont pour objectif commun de minimiser les risques encourus.
- 2) *Que la diversité devienne un maître-mot* dans un contexte international d'uniformisation des modes de consommation et de production. La diversité sociale et écologique représente une source de créativité, une forme d'assurance contre les mauvaises surprises, la mémoire écologique et sociale de la planète.
- 3) *Construire de nouveaux systèmes de connaissance.* En effet, les comportements adaptatifs sont toujours fonctions des niveaux de connaissance, des expériences passées et de la compréhension des dynamiques en jeu. Il est donc nécessaire qu'il existe des échanges entre les savoirs experts concernant les dynamiques complexes des systèmes et les savoirs profanes fondés sur la gestion locale des systèmes. Il faut que les informations relatives aux dynamiques adaptatives soient intégrées dans les institutions sociales de gestion de la biodiversité puis relayées par des réseaux sociaux, mieux adaptés que les organisations d'expertise rigides.
- 4) *Créer des opportunités d'auto-organisation.* Il est en effet nécessaire de laisser la créativité et les variabilités s'exprimer, de manière à pouvoir faire co-évoluer les systèmes sociaux et écologiques.

Démocratie technique et co-construction des indicateurs

La co-construction des outils de gestion de la biodiversité est une première étape vers la co-gestion adaptative de cette dernière. Cette co-construction est fondée sur les principes de la « démocratie technique ».

La démocratie technique se manifeste aujourd'hui dans les controverses socio-techniques à travers l'émergence des *forums hybrides*⁵⁷ qui permettent aux minorités d'exprimer leurs opinions tout autant que leurs préférences sur des questions jusque là réservées aux experts (Callon et al., 2001). Elle repose sur les mêmes principes de tolérance, de séparation des pouvoirs et de justice sociale que la démocratie.

La démocratie technique met l'accent sur le partage des savoirs qui est le pendant du partage des pouvoirs. Pour cela, elle défend deux postulats. Il existe une symétrie d'ignorance entre tous les acteurs concernés par un problème commun (Arias et Fischer, 2000). Cette hypothèse implique qu'aucun acteur – individuel ou collectif – ne dispose de suffisamment de connaissance et de légitimité pour résoudre un problème de nature collective : « *Most of what any individual " knows " today is not in her or his head, but is out in the world (e.g., in other human heads or embedded in media* » (Arias et Fischer, 2000, p.1). Les connaissances sont dispersées dans des rapports, des pratiques, des institutions, des savoirs, des mémoires.

Dès lors, et c'est le second postulat, il est nécessaire de mettre en place des procédures qui : facilitent un désenclavement des savoirs ; impliquent la participation de toutes les parties prenantes

57 « Forums, parce qu'il s'agit d'espaces ouverts ou des groupes peuvent se mobiliser pour débattre de choix techniques qui engagent le collectif. Hybrides, parce que ces groupes engagés et les porte-parole qui prétendent les représenter sont hétérogènes : on y trouve à la fois des experts, des hommes politiques, des techniciens et des profanes qui s'estiment concernés. Hybrides également, parce que les questions abordées et les problèmes soulevés s'inscrivent dans des registres variés » (Callon, Lascombes et Barthe, 2001, p.36).



concernées par un problème commun ; permettent des échanges d'information pour qu'un maximum de personnes puissent bénéficier des savoirs dispersés (Dietz et al., 2003).

Deux éléments, en particulier, doivent permettre de mieux faire face à l'incertitude et de mettre en place des processus d'apprentissage collectif dynamiques (Callon, Lascoumes et Barthe, 2001) : *l'exploration des mondes possibles et l'exploration du collectif*. Ces deux formes d'exploration ont pour objectif de compléter la double délégation démocratique traditionnelle, celle offerte aux décideurs politiques et celle offerte aux experts, en vue de réaliser un véritable partage des pouvoirs et des savoirs.

L'exploration des mondes possibles se caractérise par le *passage d'une logique d'expertise à une logique de coopération entre différentes sources de savoirs*. Cela ne veut pas dire une remise en question des connaissances spécifiques des experts et de leurs compétences mais simplement qu'il est nécessaire de les partager et de les soumettre à la controverse. Cette coopération est fondée sur l'idée que les savoirs scientifiques et les savoirs profanes doivent se compléter et se nourrir les uns les autres pour améliorer l'information collective sur un problème complexe tel que celui de la gestion de la biodiversité⁵⁸. Cet enrichissement mutuel s'explique facilement si l'on reprend les hypothèses liées au théorème du jury de Condorcet (Tranoy et Van Der Straeten, 2001). En effet, les scientifiques et les profanes concernés par une question commune sont respectivement plus « experts » et plus « proches du terrain » que la moyenne. Or, ces deux éléments sont des facteurs essentiels de réduction du risque d'erreur lors de la formulation de l'opinion. Dans cette perspective, la diversité des perceptions et des expériences, liée à la diversité des communautés de pratique concernées par la question de la biodiversité, est avant tout une source d'apprentissage collectif et d'information, et pas seulement de conflits de représentations. En effet, ces communautés disposent de savoirs spécifiques sur la biodiversité qu'il est intéressant de pouvoir mutualiser.

Pour mettre en commun les savoirs profanes et les savoirs experts, il est nécessaire de tenir compte en premier lieu des différences qui existent entre eux.

58 Il existe différents niveaux de coopération (Callon, Lascoumes et Barthe, 2001, p. 175). Le simple retour sur le terrain des recherches menées en laboratoire en est le premier niveau. Il y a ensuite le travail collectif des scientifiques et des profanes autour d'une problématique scientifique. Il s'agit d'une coopération plus importante, mais les savoirs profanes restent instrumentaux. C'est pourquoi il existe une troisième forme de coopération, correspondant à la démocratie technique, qui commence dès la formulation de la problématique et permet ainsi de croiser des questions scientifiques et sociales. Cette formulation en passe par des discussions et des négociations pour savoir laquelle est la plus intéressante à traiter pour les différentes parties.

La principale différence entre les savoirs profanes et les savoirs experts concerne leur origine : des *connaissances tacites*⁵⁹ pour les premiers et des *connaissances explicites* pour les seconds (Cowan et Foray, 1998). La différence entre ces deux formes de connaissances est liée au niveau de codification sur lequel elles reposent. Les connaissances explicites sont basées sur un niveau de codification important – livres, données statistiques, modèles mathématiques – qui permettent de les formaliser. Les connaissances tacites appartiennent souvent au monde des représentations sociales, du savoir-faire et de l'expérience. Elles sont donc difficiles à formaliser et considérées comme « subjectives⁶⁰ ».

La différence entre savoirs profanes et savoirs experts est aussi relative à trois autres éléments (Adams et al., 2003) :

- La manière d'appréhender empiriquement la réalité d'un phénomène. Elle sera en effet fonction d'expériences personnelles pour les acteurs locaux et d'études standardisées – suivis, enquêtes, traitements statistiques – pour les scientifiques.
- Les institutions de référence auxquelles les individus se réfèrent pour justifier la pertinence d'un savoir. Il s'agira des institutions nationales et internationales pour les scientifiques tandis que les acteurs locaux se focaliseront principalement sur les institutions coutumières et les conventions sociales.
- Les croyances qui vont permettre de considérer une information comme intéressante ou non. Les experts ont une grande foi dans les données formelles tandis que les populations locales se réfèrent plus au « bon sens ».

L'exploration des collectifs nécessite le *passage d'une logique d'agrégation des individus à une logique de composition d'un collectif*. On ne cherche pas à avoir une somme d'agents représentatifs mais à créer des processus d'interactions sociales, de discussions, de négociations, entre des identités émergentes. Dans cette perspective, « *les intérêts sont plastiques, les identités négociables, les revendications discutables : non seulement aucune tradition solide et contraignante ne peut être invoquée, mais de plus les problèmes apparaissent contingents et leur résolution ne semble pas insurmontable. Dans les forums hybrides, les minorités posent des questions auxquelles des réponses peuvent être trouvées sans trop de difficulté, à condition que l'on accepte de tout mettre en œuvre pour les rechercher* » (Callon, Lascoumes et Barthe, 2001, p.329-330). Ainsi, les participants ne sont pas là pour défendre un groupe d'action constitué, traditionnellement représenté par les syndicats, les élus, les ONG, mais pour travailler sur une question commune à une échelle locale. Les acteurs impliqués ne sont pas des porte-parole mais des porte-expérience, ce qui permet de dépasser les conflits de principe et de s'attacher aux questions locales concrètes.

Dans la perspective de la démocratie technique, l'offre et la demande d'outils socio-techniques – comme les indicateurs – se confondent. En effet, la distinction entre une offre contrôlée par des experts et une demande contrôlée par des décideurs n'a plus cours. Il s'agit maintenant de développer collectivement un outil en partant d'une expression collective des besoins.

Concrètement, la co-construction des outils représente un travail interactif au cours duquel chaque partie prenante fait des propositions, formule des critiques, émet des doutes, affine ses descriptions, en fonction de ses représentations propres. La co-construction correspond ainsi à une mise en interactions de modèles cognitifs et de représentations sociales hétérogènes. Cette mise en interactions conduit à construire des représentations collectives de questions communes. Le processus n'est pas figé, il évolue en fonction des remarques, des expériences, des discussions, etc.

Il est possible de proposer une classification des processus de co-construction en identifiant différents niveaux de démarches scientifiques qui vont de l'approche la plus « confinée » jusqu'à l'approche la plus « terrain » (Callon et al., 2001 ; Mirault et al., 2006) : la compilation bibliographique et la modélisation écologique standard qui ne prennent pas du tout en compte la

59 Les connaissances tacites sont définies comme « ce que nous savons » mais que « nous ne pouvons pas toujours dire ». Ce sont des connaissances difficiles à exprimer ou qui peuvent apparaître d'un prime abord comme inutiles car les individus en ignorent la valeur.

60 Ces savoirs tacites, qu'il est difficile de traduire quantitativement, sont donc la plupart du temps négligés lors de la mise en place de systèmes d'information. Pourtant, ils sont souvent riches en informations lorsque les populations porteuses de ces savoirs interagissent depuis longtemps avec leurs écosystèmes. En particulier, les populations locales utilisent souvent des indicateurs tacites concernant les dynamiques de cet environnement (Levrel et al., 2006).

demande ; l'observation disciplinaire de terrain la prenant peu ou pas en compte ; les dires d'experts en réponse à une demande potentielle ; les observations et/ou dires d'experts en réponse à une demande exprimée ; la co-construction avec les acteurs de la demande sociale.

Cette classification de la prise en compte de la demande est à articuler avec celle des travaux transdisciplinaires que nous avons proposés plus haut : l'approche disciplinaire ; l'approche pluridisciplinaire qui propose un traitement discipline par discipline ne nécessitant pas de créer une communauté d'intérêt autour d'un problème commun ; l'approche interdisciplinaire qui propose de définir collectivement les questions scientifiques et de créer une communauté d'intérêt à partir de la co-construction d'une problématique commune. Plus l'approche tend vers l'interdisciplinarité et l'implication des acteurs, plus l'offre et la demande ne feront qu'un (tableau 10).

Tableau 10 : Les différents niveaux de co-construction.

	Demande	Offre	Contraintes
Scénario 1	Construction à dire d'experts d'une demande potentielle	Elaboration d'une offre à dire d'experts	Bonne connaissance du terrain par les scientifiques « experts » ; formes de restitution des indicateurs dans des forums institutionnels à prévoir
Scénario 2	Co-construction d'une demande	Elaboration d'une offre à dire d'experts	Bonne connaissance du terrain par les scientifiques « experts » ; analyse de l'usage des indicateurs produits à prévoir
Scénario 3	Expression d'une demande sociale par les acteurs	Co-construction d'une offre d'indicateurs	Relation de confiance entre acteurs de terrain et scientifiques
Scénario 4	Co-construction d'une demande	Co-construction d'une offre d'indicateurs	Méthodes permettant cette construction dans des délais raisonnables

Source : Mirault et al., 2006, p.71

Le *Processus de décision adaptative* – Adaptive Decision-Making Process – propose une version opérationnelle de la démocratie technique, dans le domaine de la gestion des ressources naturelles, à partir d'une méthode fondée sur un certain nombre d'étapes qui permettent de co-construire un système société-nature, une problématique et des outils qui vont aider à son traitement dans un contexte collectif complexe (Lal et al., 2002) :

- 1) *Identification d'un sous-système* impliquant :
 - L'identification des acteurs clés.
 - L'identification des ressources clés pour ces acteurs.
 - L'identification des institutions clés pour ces acteurs.
 - L'identification des usages.
- 2) *Lancement d'une réflexion* fondée sur :
 - La construction d'une vision commune des dynamiques en jeu.
 - Des chercheurs qui jouent le rôle de médiateur.
 - Une intégration des connaissances dispersées.
 - La mise en place d'un processus d'apprentissage itératif.
- 3) *Propositions d'actions collectives* à partir de :
 - Proposition de stratégies qui permettent de respecter les contraintes écologiques et sociales définies collectivement.
 - L'usage d'outils d'aide à la décision qui permettent :
 - > D'intégrer les données écologiques, économiques et sociales.
 - > De réaliser des simulations fondées sur des scénarios « what if » et intéressant toutes les disciplines.

- > De proposer des interfaces qui font sens pour toutes les parties.
- > D'offrir une meilleure compréhension aux acteurs locaux des interconnexions qui existent entre les dynamiques sociales, écologiques et économiques.
- > De mettre en perspective les différents systèmes de valeur qui cohabitent dans le système société-nature.
- > De favoriser l'émergence d'un monde commun.
- Processus de négociation, de conciliation et de médiation concernant les conflits d'intérêt.

4) *Apprentissage* :

- Instrumental, concernant la pertinence des outils utilisés.
- Social, concernant la construction des problèmes et leur résolution.
- Collectif, concernant les négociations et le partage des informations.

Le but de la démocratie technique est, in fine, de *réconcilier les objectifs d'efficacité et de justice* en recherchant les synergies. La démocratie technique représente donc une fin et un moyen. Une fin, car elle offre l'opportunité aux profanes d'avoir un accès aux informations auparavant détenues par les « experts », de pouvoir discuter des problèmes qui les intéressent le plus, de confronter des représentations divergentes sur des problèmes communs et de négocier des accords éventuels. La démocratie technique offre aussi un moyen car l'ouverture des processus d'expertise aux savoirs profanes permet d'améliorer les systèmes d'information à partir d'une réduction des coûts de transaction et de lancer des dynamiques d'apprentissage collectif.

Cette dynamique d'apprentissage est fondée sur la *liberté de controverse* qui est à la base de tout système démocratique. « *La controverse permet de concevoir et d'éprouver des projets et des solutions qui intègrent une pluralité de points de vue, de demandes et d'attentes. Cette prise en compte qui passe par des négociations et des compromis successifs, enclenche un processus d'apprentissage* » (Callon et al., 2001, p.56). La démocratie technique est par ailleurs une méthode efficace d'un point de vue scientifique car elle fonctionne comme un processus continu de réfutation et de justification qui doit permettre de faire avancer les discussions et d'affiner le traitement des questions collectives.

La contrainte principale pour initier de tels processus est de mettre en place les procédures propres à tout système démocratique, c'est-à-dire de permettre aux négociations d'être les plus justes possibles. Les débats doivent donc être transparents et fondés sur des principes d'équité concernant la représentativité, le temps de parole et la libre expression des opinions, de manière à permettre un certain équilibre des rapports de force.

Il n'est en effet possible de passer des savoirs individuels aux connaissances collectives qu'à partir d'un principe d'équité. C'est la croyance dans une réciprocité d'apport en information qui incitera les agents à partager leurs expériences particulières et leurs connaissances spécifiques. Cette croyance est fonction des représentations que les agents ont du collectif dans lequel ils s'insèrent et en particulier de la confiance dans la procédure qui permet d'organiser les débats (Favereau, 1994 ; Biencourt et al., 2001).

Le fait que les participants aux forums hybrides jouent le jeu de l'échange est aussi lié aux contraintes que fait peser sur les participants tout processus de discussion collectif ayant lieu dans une arène publique. En effet, la dynamique de controverse qu'implique ce type de processus incite les participants à mobiliser de nombreux arguments et contre-arguments, à éclaircir les points qui ne le sont pas, à justifier et à réfuter toutes les affirmations. Dans ce contexte, les parties prenantes qui refusent le débat – en ne participant pas aux discussions ou en ne répondant pas aux questions – sont desservies par ces stratégies de blocage. Les résultats obtenus représenteront en effet mal leur point de vue.

L'objectif final de la démocratie technique est que ces échanges permettent l'émergence d'une *communauté d'intérêt* autour d'une question commune telle que la gestion de la biodiversité. Comme nous venons de le dire, cela nécessite de faire converger des perceptions hétérogènes concernant un problème commun. Il semble donc important d'aller plus loin dans la compréhension des processus cognitifs sous-jacents à la construction des croyances et des représentations.

Quelques principes fondés sur la prise en compte des perceptions pour évaluer la qualité des indicateurs de biodiversité et d'interactions

Pour mieux appréhender les besoins des acteurs concernant les indicateurs de biodiversité, il est nécessaire de s'attarder sur leurs perceptions de la biodiversité et sur les capacités cognitives dont ils disposent pour utiliser des indicateurs.

Un problème de fond, comme nous l'avons souligné plus haut, est que les organismes en charge de la construction des indicateurs imaginent que ces derniers doivent permettre de piloter un système d'interactions société-nature. *Les indicateurs traditionnels sont ainsi souvent envisagés à partir d'une hypothèse de rationalité illimitée et d'un processus de décision fondé sur le calcul.* Il existerait donc un pilote – appelé usuellement gestionnaire ou décideur – qui va pouvoir grâce à un tableau de bord d'indicateurs maîtriser le système d'interactions société-nature en vue d'en maintenir l'équilibre (Levrel et al., en révision ; Bouleau, 2006). Selon cette hypothèse, un système d'indicateurs économiques, écologiques et sociaux pourrait permettre de contrôler les interactions entre ces différentes sphères sans pour autant avoir besoin de percevoir directement l'environnement auquel il renvoie comme le fait le pilote d'avion lorsqu'il vole « aux instruments ». L'altimètre, l'anémomètre, le variomètre et le GPS lui offrent les signaux nécessaires à l'adoption d'une trajectoire optimale qui consiste à aller d'un point A à un point B. Le problème est que :

- Les indicateurs liés au développement durable et à la gestion de la biodiversité sont des indicateurs qui admettent des espaces d'incertitude très importants.
- Les indicateurs ne sont pas d'une grande utilité si on ne sait pas traiter l'information contenue dans les signaux envoyés par les indicateurs.
- Les indicateurs ne contiennent pas, le plus souvent, un sens univoque. Ils doivent être interprétés pour permettre la prise de décision.
- Il n'y a pas un décideur rationnel pour piloter l'avion mais une multitude d'acteurs hétérogènes qui ne veulent pas aller au même endroit et ne souhaitent pas piloter l'avion de la même manière.

C'est pourquoi dans les faits, la réalité est tout autre. Les décideurs ou les gestionnaires ne se considèrent jamais comme en situation de piloter un système (Mirault, 2006) mais plutôt comme des acteurs parmi d'autres qui essaient d'influer sur les dynamiques. En fait, il existe de nombreux acteurs hétérogènes qui utilisent tous des signaux différents – sans jamais appeler ça des « indicateurs » – adaptés à leurs besoins spécifiques (Levrel et al., 2006). Seuls les constructeurs d'indicateurs arrivent à imaginer une situation de tableau de bord permettant de piloter un système.

Nous proposons dans cette sous-section de reposer la question de la qualité des indicateurs en partant des modèles cognitifs et des processus d'apprentissage, en vue d'identifier des principes complémentaires aux critères utilisés par les organisations statistiques (tableau 11) : *un principe de contextualisation, un principe de hiérarchisation, un principe de rétroaction, un principe d'exploration et un principe d'interaction.*

Un principe de contextualisation

Il est primordial de considérer que la rationalité des acteurs est procédurale et que les signaux émis par les indicateurs transportent toujours une information dont le sens doit être extrait à travers une interprétation et complété par des connaissances spécifiques. Pour comprendre les liens qui existent entre les connaissances des acteurs et les connaissances véhiculées par les indicateurs, il est possible d'avoir recours aux notions de connaissance codifiée et de connaissance tacite, comme nous l'avons déjà fait plus haut (Cowan et Foray, 1998). Il existe en effet une relation de complémentarité entre ces dernières : sans connaissances tacites, il est impossible d'utiliser les connaissances codifiées qui ne transportent qu'une information incomplète. C'est pourquoi *les différences de connaissances tacites des acteurs conduisent à des interprétations différentes des signaux émis par les indicateurs* (Batifoulier et Thévenon, 2001). Par ailleurs, l'utilisation de connaissances codifiées va avoir une influence sur les connaissances tacites qu'ont les individus du monde et, inversement, ces représentations mentales vont jouer

un rôle sur les représentations simplifiées du monde qu'offrent les indicateurs. Les « décideurs » auxquels s'adressent les indicateurs, leurs capacités de traitement de l'information et leurs représentations doivent donc être sérieusement pris en compte lorsqu'on cherche à évaluer la pertinence des indicateurs de biodiversité et d'interactions.

Tous les individus se sont construits un véritable monde virtuel dans lequel des représentations interagissent. Les indicateurs doivent pouvoir être situés par rapport à ces représentations du monde. Il faut qu'il existe une adéquation entre les « mondes » créés par les indicateurs et les « mondes communs » auxquels font référence les communautés de pratique lorsqu'elles agissent.

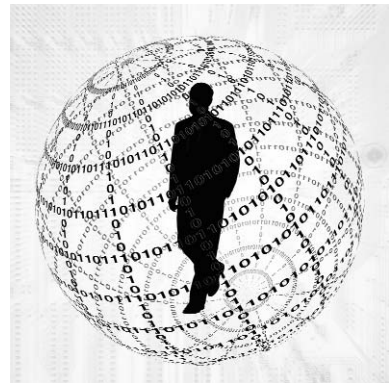
Un élément qui nous intéresse ici tout particulièrement est la *capacité dont disposent les individus à traiter les signaux émis par les indicateurs*. En fait, ces capacités sont beaucoup plus faibles que ne l'imaginent les concepteurs de systèmes d'information (North, 1999) et elles le seront d'autant plus que les informations transmises sont éloignées de la culture, de la connaissance et des habitudes de l'individu. Pour améliorer ces capacités de traitement, il est possible de contextualiser l'indicateur. Cela permettra de rendre les modèles cognitifs plus à-même de traiter rapidement l'information contenue dans les signaux. En effet, c'est le contexte qui crée une situation dans laquelle les indicateurs sont parlants, de compléter les connaissances codifiées transmises par le signal et de donner un caractère pertinent à l'indicateur. Ce contexte renvoie à plusieurs choses.

Tout d'abord à *l'interface*. En effet, pour que les indicateurs atteignent leurs cibles et soient pertinents, il faut que l'interface utilisée soit adaptée au public visé (Levrel et al., 2006). Il sera par exemple totalement inefficace de vouloir communiquer avec des chasseurs africains analphabètes à partir d'indicateurs représentant des taux de croissance d'évolution des populations animales d'une réserve. En revanche, des indicateurs spatialisés concernant l'évolution de l'abondance de gibiers seront vraisemblablement bien accueillis par ces communautés de pratique. Inversement, un scientifique veut voir des courbes, des ratios et des indices qui concernent des objets précis.

Un deuxième élément important pour contextualiser les indicateurs est que les informations transmises par ces derniers puissent se traduire en événements concrets sur la vie des personnes (North, 1999). Ainsi, « le développement des connaissances dépend de leurs incidences attendues sur la vie de tous les jours » (Douglas, 1999, p.70). Cela veut dire, notamment, que les indicateurs puissent évoluer sur des pas-de-temps relativement courts tout en traduisant des tendances de long terme, mais aussi que ces tendances soient reliées à des paramètres qui touchent le quotidien des communautés de pratique concernées⁶¹.

Un troisième élément est relatif à la présentation du système dans lequel l'indicateur s'inscrit. Il faut pouvoir souligner la portée réelle de l'indicateur et ses limites sans quoi son sens risquera d'être équivoque.

Un exemple d'indicateur d'interactions société-nature qui répond bien à ce critère est l'indicateur d'éco-efficience que nous avons décrit dans la seconde section. Il permet de mesurer l'efficacité avec laquelle les ressources sont utilisées pour produire des biens et des services. Cet indicateur de développement durable est très parlant pour le « monde industriel » qui utilise comme principe supérieur commun l'« efficacité » (Boltanski et Thévenot, 1991) et se fixe des objectifs de « performance ». Il renvoie à des méthodes de production concrètes, et le calcul des coûts et des bénéfices liés au changement technique est aisé. L'usage de cet outil doit cependant être réalisé avec précaution car, comme tous les outils qui mobilisent fortement les représentations, il peut être une source de manipulation importante (Hukkinen, 2003).



⁶¹ Cela ne veut pas dire que les événements qu'il est difficile de renseigner à partir d'indicateurs touchant le quotidien des acteurs ne doivent pas être pris en compte – ces questions devant être gérées en premier lieu par les décideurs politiques qui peuvent adopter des stratégies de long terme – mais que l'appropriation des problématiques globales sera d'autant plus forte qu'elle pourra être reliée avec des éléments du quotidien auxquels les individus sont d'ores et déjà sensibilisés.

Un principe de hiérarchisation

Les expériences menées dans la mise en place d'indicateurs de développement durable depuis une quinzaine d'année par les organismes nationaux et internationaux ont permis d'identifier une constante : un *effet de liste* relatif aux batteries d'indicateurs d'interactions société-nature (Lavoux, 2006). En effet, la plupart des rapports sur les indicateurs de développement durable souhaitent offrir une vision relativement exhaustive de la question du développement durable, de manière à bien souligner le caractère multidimensionnel de cet objet mais aussi à prendre en compte la grande diversité de représentations le concernant. C'est à partir d'un tel objectif que l'Institut français de l'environnement en était arrivé en 2001 à identifier 307 indicateurs de développement durable (Ifen, 2001a). Cet effet de liste est aussi lié, comme nous l'avons souligné dans la seconde section, à la multiplication des programmes de construction d'indicateurs d'interactions société-nature au sein de nombreux organismes ces dernières années.



La grande quantité d'indicateurs crée trois problèmes majeurs (Lavoux, 2006). En premier lieu, elle est à l'origine d'un phénomène de *saturation informationnelle*. En effet, les indicateurs envoient des signaux qui doivent permettre de prendre des décisions. Si le manque de signaux accroît les espaces d'incertitude pour la prise de décision, l'excès de signaux pose aussi un problème car il nécessite des capacités de traitement de l'information dont l'homme ne dispose pas. Ainsi, la mise en place d'un trop grand nombre d'indicateurs peut devenir une source d'accroissement de l'incertitude plus que de réduction de celle-ci. Ceci est d'autant plus vrai que les indicateurs n'évoluent pas de concert dans les tableaux de bord et que le sens de ces évolutions est souvent équivoque pour les indicateurs synthétiques. Ainsi, l'interprétation de ces systèmes d'indicateurs est malaisée. A cette saturation, se joint un *problème de hiérarchisation*. Les indicateurs sont en effet présentés

sous forme de batteries non hiérarchisées. Or, la coexistence de plusieurs indicateurs non hiérarchisés peut déstabiliser l'environnement informationnel de l'individu, créer de l'incertitude et de l'incohérence. C'est pourquoi, il est bien souvent difficile de tirer des signaux clairs des tendances décrites par les indicateurs de développement durable. Un dernier problème est que ces batteries d'indicateurs créent un *effet de répulsion*. Il faut beaucoup de temps pour lire, comprendre et interpréter de telles batteries d'indicateurs qui sont souvent peu parlantes. Tout ceci ne peut pas inciter les acteurs à utiliser des indicateurs.

Les systèmes symboliques *créent des hiérarchies abstraites* en donnant du sens aux choses et en les classifiant à travers des ordres de grandeur (Boltanski et Thévenot, 1991). Tout comme les représentations sont hiérarchisées au sein d'un système symbolique, les indicateurs doivent être hiérarchisés pour qu'ils puissent être utilisés efficacement. Cette question de la hiérarchisation concerne les systèmes de préférences des individus, des communautés de pratique, des sociétés.

On peut noter que de nombreuses organisations tiennent de plus en plus compte de l'effet de liste et des contraintes de hiérarchisation dans leurs tableaux de bord d'indicateurs de développement durable. Plusieurs exemples peuvent être évoqués. En premier lieu le Programme des Nations unies pour le développement (Pnud) qui utilise un indicateur « tête d'affiche » emblématique – l'indicateur de développement humain – pour inciter les usagers à consulter, dans un second temps, les autres indicateurs de développement humain présents dans le Rapport mondial sur le développement humain publié tous les ans : indicateurs concernant l'éducation, les inégalités de genre, l'accès aux ressources naturelles... A l'IDH vient généralement s'ajouter des indicateurs synthétiques qui ont été développés à partir de la thématique d'un rapport annuel (l'IDH genre en 1995 ou l'indicateur de pauvreté humaine en 1997). La stratégie du Pnud est de créer de l'intérêt auprès du grand public et d'inciter les utilisateurs potentiels à découvrir leurs autres indicateurs thématiques moins médiatisés mais plus précis. Un autre exemple est celui de l'Agence européenne de l'environnement qui propose des indicateurs clés (3 indicateurs) destinés au grand public, des indicateurs têtes d'affiche (entre 10 et 15) destinés aux décideurs politiques et des indicateurs thématiques (30 indicateurs) destinés aux usagers directs de l'environnement. Un dernier exemple concerne deux indicateurs emblématiques du réchauffement climatique : l'évolution de la date des vendanges depuis une certaine d'année et l'évolution de la distribution des vignobles dans les cent ans à venir (Bovar et Pennequin, 2006). Il s'agit là d'indicateurs qui sont bien relayés par les médias et qui sont très parlants car ils renvoient à un critère de hiérarchisation des préférences de l'opinion publique. Il existe cependant beaucoup d'autres indicateurs sur le réchauffement climatique qu'il est possible de mobiliser lorsqu'on

cherche à disposer d'une information plus fine sur la réalité du réchauffement climatique (évolution des températures, bilan de masse des glaciers, composition des bulles d'air emprisonnées dans la glace...).

Un principe de rétroaction

Les changements de comportements individuels apparaissent aujourd'hui souvent comme la condition nécessaire à l'avènement d'un développement durable. Il est donc possible de considérer qu'un bon indicateur de développement durable, lorsqu'il évolue, crée des rétroactions sur les comportements des individus. C'est en effet uniquement sous cette condition qu'il existera une interaction entre l'évolution de l'indicateur et l'évolution du comportement des utilisateurs. L'un des ressorts du changement de comportement est l'apprentissage et en particulier l'apprentissage fondé sur « l'expérience – learning-by-doing ». Il est donc possible de considérer qu'une des fonctions centrales des indicateurs de développement durable est de fournir un outil didactique d'apprentissage, basé sur l'expérimentation, et qui a le gros avantage de faire l'économie des coûts de l'expérience réelle.

L'empreinte écologique offre à cet égard un indicateur d'interactions société-nature particulièrement pertinent. Ainsi, comme nous l'avons souligné dans la seconde section, la dimension interactive de cet indicateur a été l'une des sources majeures de son succès auprès d'un large public. Mais il s'agit aussi d'un outil efficace pour lancer des processus réflexifs concernant son comportement.

Ainsi, les systèmes symboliques créent des *possibilités de réflexivité* en permettant aux individus de réorganiser en permanence leurs représentations grâce au processus continu d'apprentissage. Le degré de réflexivité est fonction des dissonances cognitives qui représentent le moteur de l'apprentissage⁶². Il semble donc important que les indicateurs soient à l'origine de surprises, de manière à créer les dissonances cognitives qui engendrent des processus d'apprentissage individuels et collectifs à propos des questions de développement durable.

Les surprises seront avant tout liées à des changements d'échelles spatiales, temporelles et symboliques. C'est ainsi le fait de passer d'un indicateur de consommation finale à un indicateur de consommation d'unités de biosphère – représentant un changement d'échelle spatiale et symbolique – qui fait réagir l'utilisateur de l'empreinte écologique. Une autre source de surprise est de pouvoir passer d'indicateurs intéressant une communauté de pratique spécifique à ceux intéressant d'autres communautés de pratique concernées par la durabilité du même système. Cela offre en effet l'opportunité de mieux comprendre les contraintes et les objectifs de son « voisin ». Ainsi, c'est le fait de passer d'indicateurs liés à la parcelle agricole – échelle spatiale fine – à des indicateurs concernant l'ensemble de l'écosystème qui crée une surprise pour l'agriculteur. Pour le gestionnaire d'une zone protégée, c'est l'inverse : c'est le fait de passer d'une échelle spatiale de référence qui est la zone protégée, à celle de la parcelle agricole, qui lui fera prendre conscience de l'impact de certains aménagements sur d'autres acteurs (Etienne et al., 2003).

Cela pose la question des outils qui permettent de proposer une image multi-échelles de la durabilité d'un système et d'articuler ainsi des indicateurs de différentes natures fonctionnant à différentes échelles spatiales. Il semble en particulier important de pouvoir mobiliser des modèles de durabilité spatialement explicites qui soient flexibles dans leur forme et didactiques dans leur usage, de manière à articuler entre eux des indicateurs fonctionnant à des échelles spatiales et symboliques hétérogènes (Boulanger et Bréchet, 2005).



62 Ainsi, lorsqu'un agent fait un choix, il mobilise un modèle cognitif qui lui permet d'anticiper un lien de causalité entre une action menée et un événement espéré. Si l'événement qui se réalise est en accord avec celui espéré, il se produit un processus de renforcement du modèle cognitif. En revanche, si l'événement n'a pas lieu ou si un événement inattendu apparaît, en bref si les conséquences de son action ne sont pas en rapport avec ce qu'il espérait, alors il y a une dissonance cognitive qui se traduit par une surprise et peut nécessiter une réorganisation du modèle sans quoi la même action risquera de conduire à la même erreur.

Un principe d'exploration

L'être humain, en plus de se représenter le monde, a pour particularité de pouvoir anticiper les évolutions de ce dernier. Ainsi, il adopte des comportements aujourd'hui en fonction d'anticipation sur les événements de demain, ce qui représente un élément important pour le développement durable.



La question des capacités réelles dont disposent les individus à percevoir des signaux sur les événements à venir est cependant rarement posée. En fait, *l'homme a de grandes difficultés à interpréter des signaux qui concernent des paramètres à évolution lente telle que la résilience des systèmes* par exemple (Westley et al., 2002). Ils sont même très difficiles à imaginer tant certains changements apparaissent irréalistes pour le public tout en étant probables pour les scientifiques. Cette dimension irréaliste est justifiée par un argumentaire sur l'incertitude des connaissances actuelles.

Par ailleurs, il est difficile de lier les dynamiques micro et macro entre elles parce qu'elles n'ont pas lieu aux mêmes échelles temporelles, ce qui permet d'éviter le problème des changements de comportement ou d'en minimiser l'impact. Or, ce sont les changements micro à court terme qui sont à l'origine de la perte de résilience macro des systèmes société-nature (Gunderson et Holling, 2002).

Les indicateurs d'interactions société-nature doivent donc permettre de projeter les individus dans différents futurs possibles de manière à articuler les pratiques de court terme avec les changements globaux de long terme. Il faut pouvoir explorer des futurs pour appréhender les risques dont sont porteurs les dynamiques actuelles (Callon et al., 2001). En particulier, les indicateurs doivent permettre d'articuler les paramètres à évolution lente avec ceux à évolution rapide, et de souligner ainsi les risques d'effondrement que ces évolutions font peser sur le système lorsque sa résilience est trop érodée.

Le concept de « capital naturel critique » répond bien au principe d'exploration que nous venons de détailler. Le Capital Naturel Critique (CNC) est en effet fondée sur un principe de durabilité forte qui implique qu'une part de la nature n'est pas substituable par du capital physique comme nous l'avons souligné dans la seconde section (Ekins, 2003). Le CNC permet d'articuler entre eux des indicateurs fonctionnant à des échelles temporelles hétérogènes, et de lancer des scénarios prospectifs – « what if scenarios ».

Un principe d'interaction

Les indicateurs économiques, écologiques et sociaux doivent pouvoir être interconnectés de manière à pouvoir représenter les dynamiques qui animent les systèmes société-nature. C'est uniquement sous cette condition qu'il sera possible de disposer d'indicateurs intégrés soulignant les interdépendances entre des paramètres appartenant aux sphères économiques, sociales et écologiques.

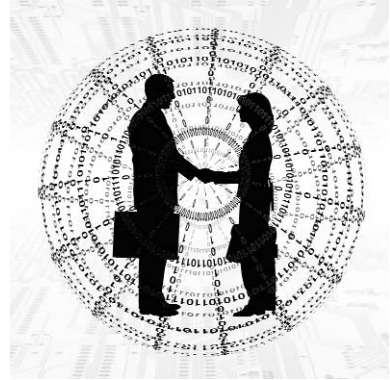
Du point de vue cognitif, il existe des liens entre les représentations qui impliquent des logiques de causalité. Les réponses individuelles adoptées pour faire face à des questions de développement durable sont fonctions des liens de causalité que les systèmes symboliques des individus établissent entre différents paramètres. Ainsi, même si des liens de causalité sont avérés d'un point de vue scientifique, ce n'est pas pour autant qu'il va être possible d'observer une meilleure prise en compte de ces interactions par les décideurs politiques. Il suffit de prendre l'exemple de la crise de l'amiante pour voir qu'une connaissance scientifique établie à propos de certains liens de causalité peut mettre beaucoup de temps à être appropriée socialement, y compris lorsqu'il s'agit d'un élément qui concerne la santé de millions de personnes⁶³.

Un enseignement important des crises environnementales et sanitaires qu'ont connues les pays de l'OCDE depuis une vingtaine d'année est qu'il faut éviter de considérer les liens de causalité

63 Classée cancérigène depuis 1976 par les médecins, et depuis 1978 par une résolution du parlement européen, son usage n'a été interdit en France qu'en 1997.

comme univoques (Beck, 1986). En effet, dans les systèmes complexes, les dynamiques sont fonction de *multiples interactions non linéaires* et c'est pourquoi il est important de privilégier une gestion adaptative des dynamiques fondée sur l'apprentissage (Arrow et al., 2000 ; Kinzig et al., 2003).

Le problème, là encore, est que l'homme a des capacités limitées pour pouvoir appréhender les dynamiques complexes générées par les interactions société-nature (Gunderson et Holling, 2002). En fait, le système cognitif humain a de grandes difficultés à gérer plusieurs objectifs simultanément et à tenir compte des interactions qui y sont liées. Ces difficultés à appréhender les liens de causalités multiples conduisent les individus à imaginer des relations univoques entre les phénomènes observés et à ne pas prendre en compte les effets indirects que pourraient engendrer leurs choix. Cela explique en grande partie le succès de l'approche de « command and control » qui se focalise sur un paramètre comme le rendement économique ou la conservation d'une espèce, créant par-là même des problèmes de myopie.




Les indicateurs doivent donc permettre d'accroître l'aptitude qu'ont les individus à interpréter les interactions qui animent le système société-nature auquel ils appartiennent. Cela nécessite de recourir à des modèles systémiques prenant en compte un grand nombre d'interactions (Boulangier et Bréchet, 2005). Le développement des capacités de traitement des modèles informatiques offre à cet égard un moyen intéressant pour appréhender les dynamiques complexes.

Tableau 11 : Synthèse sur les critères de qualités des indicateurs de développement durable (IDD).

Principe	Problèmes / capacités cognitives	Enjeux pour la conception des IDD	Objectif des IDD	Exemple d'IDD
Contextualisation	Manque de contextualisation des IDD créés des problèmes d'interprétation	Situer les IDD vis-à-vis de mondes communs spécifiques	Fournir un ou des langages communs qui facilitent les débats	Éco-efficience (renvoie au « monde industriel »)
Hiérarchisation	Effet de liste lié à la grande quantité d'IDD : saturation, confusion, répulsion	Prendre en compte les systèmes de préférences des usagers	Offrir des signaux parlants et classés par ordre de grandeur	Indicateur de développement humain (indicateur tête d'affiche mobilisateur)
Rétroaction	IDD envisagé comme outils de planification plutôt que d'apprentissage préférences	Identification des signaux à partir desquels les agents révisent leurs d'apprentissage	Être une source de surprises pour engendrer des dissonances cognitives et des processus d'apprentissage)	Empreinte écologique (outil didactique fondé sur des changements d'échelles)
Exploration	Des capacités limitées pour appréhender les échelles de temps long	Informations pour articuler les dynamiques de court terme et de long terme	Articuler les usages micro à court terme avec les changements globaux à long terme	Capital naturel critique (prend en compte, la résilience, les effets de seuil et permet de réaliser des simulations)
Interaction	Des capacités limitées pour appréhender les interactions non linéaires	Informations pour renseigner les interactions société-nature	Aider à appréhender la complexité des dynamiques société-nature	Système multi-agents ou modèles de dynamique des systèmes (prise en compte de nombreuses interactions)

Conclusion





Les indicateurs de biodiversité posent deux questions techniques premières : le degré de composition et les critères de pondération à adopter. Ces questions créent, pour le concepteur d'indicateurs, un problème important. En effet, plus l'indicateur sera composé d'un grand nombre de paramètres, plus il offrira une information intégrée sur la biodiversité (indicateur planète vivante), mais plus son évolution sera difficile à interpréter et plus il sera nécessaire d'établir des pondérations entre les paramètres pris en compte. Inversement, le développement d'indicateurs à paramètre unique (espèces indicatrices) fournit une information ciblée mais peu intégrée et sensible à des phénomènes aléatoires.

Même s'il n'existe pas de solution miracle, il est possible de considérer que l'indicateur composite offrant un bon compromis, d'un point de vue technique, est celui qui se concentre sur la diversité spécifique et l'abondance au sein d'un taxon.

Cette approche a en effet trois avantages.

Premièrement, elle réduit le problème de stochasticité par un effet de moyenne.

Deuxièmement, elle permet d'avoir une information ciblée en réalisant les regroupements d'espèces à partir de critères fonctionnels tels que leur sensibilité à des activités humaines ou à l'évolution de certains habitats.

Troisièmement, elle offre une unité de référence commune (exemple des oiseaux communs) qui facilite l'interprétation et permet d'éluder partiellement le problème de la pondération.

En ce qui concerne les indicateurs d'interactions, la question de l'interprétation est encore plus délicate pour deux raisons. Tout d'abord, car le niveau d'intégration est supérieur. Ensuite, parce que les matrices de conversion nécessaires au paramétrage des interactions sont souvent peu transparentes (empreinte écologique), peu rigoureuses (indicateur de bien-être durable) et fondées sur des avis d'experts (indicateur d'intégrité de la biodiversité ou indicateur de capital naturel) du fait d'un manque chronique d'information sur ces interactions.

Ceci explique pourquoi les indicateurs pression-état-réponse et leurs dérivés, ont bénéficié d'un grand succès auprès des organisations en charge de la mise en place d'indicateurs d'interactions. En effet, ces derniers articulent entre eux des indicateurs hétérogènes concernant les interactions société-nature, sans avoir à traiter la question de l'agrégation. Cependant, comme nous l'avons souligné dans la deuxième section, cette catégorie d'indicateurs soulève d'autres problèmes qui en font des outils de communication peu efficaces.

Il est enfin intéressant de souligner une tendance forte dans le domaine des indicateurs d'interactions qui est le passage d'une situation où cette catégorie d'indicateurs avait pour principal objectif de mettre l'accent soit sur les menaces que les activités humaines faisaient peser sur la biodiversité (du

point de vue écolo-centré), soit sur le stock de ressources que pouvait offrir à l'espèce humaine la biodiversité (du point de vue économique-centré), à une situation où ces indicateurs ont pour principale fonction de souligner les interdépendances entre l'état de la biodiversité et les niveaux de bien-être. Il s'agit de l'approche retenue par le Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005). Elle témoigne de l'émergence d'une science de la conservation qui envisage de manière intégrée la co-évolution des dynamiques socio-économiques et écologiques.

Au-delà de ces constats, il est important de ne pas limiter l'évaluation des indicateurs de biodiversité et d'interactions à des questions techniques. En effet, les indicateurs de biodiversité représentent des outils sociaux en plus d'être des outils techniques. Ils doivent permettre d'alimenter les débats publics autour de la question sociale que représente la conservation de la biodiversité. *Ainsi, un « bon » indicateur doit toujours répondre à une double contrainte de sensibilité, vis-à-vis des dynamiques que l'indicateur cherche à décrire et vis-à-vis du public qu'il cherche à toucher.* Or, si le premier point, de nature technique, est bien étudié par les spécialistes de la biodiversité et les statisticiens qui s'intéressent aux indicateurs, il s'avère que la question du sens que les indicateurs doivent créer auprès des usagers potentiels n'est pas véritablement traitée. Ceci se mesure, comme nous l'avons montré, à l'aune des critères de qualité utilisés pour évaluer les indicateurs.

Un élément important pour traiter la question des indicateurs de biodiversité et d'interactions est donc d'identifier les besoins des usagers potentiels de ces outils. Ce questionnement ne peut se limiter aux questionnaires car cela supposerait que ces derniers puissent piloter les systèmes d'interactions société-nature de manière indépendante, sans avoir à se soucier des autres acteurs de ces systèmes. Or, les questionnaires – et plus largement ceux que l'on nomme « décideurs » – font partie d'une société sur laquelle ils n'ont que peu d'influence. Ils doivent composer avec un collectif dans lequel ils ne représentent qu'un agent parmi d'autres. En adoptant une telle perspective, nous nous écartons de la représentation traditionnelle de l'indicateur en tant qu'outil permettant de piloter un système d'interactions société-nature et nous nous orientons vers une approche dans laquelle l'indicateur est envisagé comme un outil de concertation facilitant la gestion collective des interactions société-nature – ce que nous avons appelé la co-gestion adaptative.

Pour identifier plus précisément les fonctions que doivent remplir les indicateurs d'interactions, du point de vue des tenants de la co-gestion adaptative, il est possible de partir des deux objectifs prioritaires fixés par ce courant de pensée. Le premier est de faire évoluer les comportements individuels pour faire émerger des pratiques durables et agir concrètement sur les changements globaux qui menacent aujourd'hui la plupart des espèces de la planète. Le second est de coordonner des acteurs hétérogènes à propos de la conservation de la biodiversité, en vue de réaliser des choix collectifs permettant d'instituer des systèmes de régulation qui incitent les individus à adopter des pratiques durables.

Les indicateurs de biodiversité et d'interactions, envisagés sous cet angle, doivent répondre à deux fonctions :

- Ils doivent tout d'abord produire du sens auprès des utilisateurs potentiels et faciliter les processus d'apprentissage individuel. C'est en effet uniquement à cette condition qu'il existera une interaction entre l'évolution de l'indicateur et l'évolution des comportements.
- Ils doivent ensuite participer à la clarification des enjeux liés à la conservation de la biodiversité et nourrir les débats à son propos. Ils doivent en particulier permettre d'articuler des représentations hétérogènes de problèmes communs et d'explorer des futurs possibles en vue de faire converger les perceptions concernant les questions de conservation et de développement durable.

Les indicateurs pourront d'autant mieux répondre à ces fonctions qu'ils prendront en compte les cinq principes que nous avons détaillés dans la troisième section (tableau 11) :

- un principe de contextualisation qui nécessite de penser les indicateurs à partir de systèmes symboliques spécifiques ;
- un principe de hiérarchisation qui doit permettre de limiter les risques de saturation informationnelle liée au trop grand nombre d'indicateurs ;
- un principe de rétroaction qui conduit à envisager les indicateurs sous l'angle des dynamiques d'apprentissage qu'il peuvent faire émerger pour leurs utilisateurs potentiels ;
- un principe d'exploration qui souligne que les indicateurs ont pour fonction d'anticiper des futurs possibles de manière à pouvoir adopter des principes de précaution ;
- un principe d'interaction qui insiste sur le fait que les indicateurs doivent permettre de mieux appréhender la complexité des dynamiques société-nature.

Il faut souligner que les principes de contextualisation et de hiérarchisation sont étroitement liés. Ils représentent en effet les contraintes à respecter pour développer des indicateurs « parlants », c'est-à-dire des indicateurs adaptés aux systèmes symboliques des usagers potentiels. De la même manière, les principes de rétroaction, d'interaction et d'exploration sont complémentaires car ces trois propriétés se nourrissent mutuellement pour produire des indicateurs dynamiques qui favorisent l'apprentissage à propos des systèmes société-nature.

Cette liste de « principes » ne doit pas être envisagée comme une liste de critères de qualité que devraient respecter tous les indicateurs de biodiversité, mais comme une liste complémentaire aux principes « techniques » proposés par les instituts statistiques, dont l'intérêt est de souligner le besoin d'une meilleure prise en compte des perceptions individuelles.

Bibliographie

Acheson James (ed.), (1994), *Anthropology and Institutional Economics*. « Monographs in Economic Anthropology », n°12, University Press of America, 422p.

Adams W., Brockington D., Dyson J. and Vira B., (2003), « Managing Tragedies: Understanding Conflict over Common Pool Resources », *Science*, vol.302 : 1915-1916.

Agrawal A., (2001), « Common Property Institutions and Sustainable Governance of Resources », *World Development*, vol .29, n°10, pp.1649-1672.

Arias E.G. and Fischer G., (2000), « Boundary Objects: Their Role in Articulating the Task at Hand and Making Information Relevant to It », *International ICSP Symposium on Interactive and Collaborative Computing*, December 2000, 8p.

Arrow K.J., Daily G., Dasgupta P., Levin S., Mäler K.G., Maskin E., Starrett D., Sterner T. and Tietenberg T., (2000), « Managing Ecosystem Resources », *Environmental Science and Technology*, 2000, 34(8), 1401-1406.

Atkinson G. and Pearce D.W., (1993), « Capital Theory and the Measurement of Sustainable Development: An Indicator of Weak Sustainability », *Ecological Economics*, n°8, pp.103-108.

Aubertin C. et Vivien F.D., (1998), *Les enjeux de la biodiversité*, Paris, Economica.

Ayong Le Kama A., Lagarenne C. et Le Lourd P., (2004), *Indicateurs nationaux du développement durable : lesquels retenir*, Rapport du groupe de travail interministériel sur les indicateurs présenté à la Commission des comptes de l'économie de l'environnement, La Documentation Française, 236 p.

Ayong Le Kama A., (2006), « Indicateurs de développement durable nationaux : où en est-on ? », Communication au *Colloque International Usages des Indicateurs de Développement Durable*, 3-4 avril 2006, Cirad, Montpellier.

Balmford A., Crane P., Dobson A., Green R.E. and Mace G.M., (2005), « The 2010 challenge: data availability, information needs and extraterrestrial insights », *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, n°360, pp. 221-228.

Balmford A., Green R.E. and Jenkins M., (2003), « Measuring the changing state of nature », *TRENDS in Ecology and Evolution*, vol.18, n°7, pp.326-330.

Banque Mondiale, (2000), *World Development Indicators 2000*, Washington DC, Banque Mondiale.

Banque Mondiale, (1997), *Expanding the measure of wealth. Indicators of environmentally sustainable development*, Washington DC, Banque Mondiale.

Barbault R., (2000), *Ecologie Générale : structure et fonctionnement de la biosphère*, 5ème édition, Paris, Dunod..

Barbault R. et Chevassus-au-Louis B., (eds.), (2004), *Biodiversity and Global Change*, Ministère des Affaires Etrangères, ADPF, 237p.

Batifoulier P. et Thévenon O., (2001), « Interprétation et fondement conventionnel des règles », in Batifoulier P., (ed.), (2002), *Théorie des conventions*, Paris, Economica, pp.219-252.

Beaumais O., (2002), *Economie de l'environnement : méthodes et débats*, Commissariat Général du Plan, La documentation Française, 137p.

Beck U., (1986), *La société du risque. Sur la voie d'une autre modernité*, édition française de 2001, Flammarion, 521p.

Benkirane R., (2002), *La Complexité, vertiges et promesses. 18 histoires de sciences. Entretiens avec Edgar Morin, Ilya Prigogine, Francisco Varela...*, Paris, Le Pommier, 419p.

Berkes F., Colding J. and Folke C. (eds.), (2003), *Navigating Social-Ecological Systems. Building Resilience for Complexity and Change*, Cambridge, Cambridge University Press.

Biencourt O., Chaserant C. et Rebérioux A., (2001), « L'Economie des conventions : l'affirmation d'un programme de recherche », in Batifoulier P., (ed.), (2002), *Théorie des conventions*, Paris, Economica, pp.193-218.

Bignal E. and McCracken D., (1996), « Low-intensity farming systems in the conservation of the countryside », *Journal of Applied Ecology*, 33 : 413-424.

Boltanski L. et Thévenot L., (1991), De la justification. *Les économies de la grandeur*, Paris, NRF Essais, Gallimard, 483p.

Bouamrane M., (ed.), (2006), *Biodiversité et acteurs : des itinéraires de concertation. La contribution des réserves de biosphère*, UNESCO Edition, 80p.

Boulanger P-M., (2006), « La décision politique : calcul rationnel ou processus discursif : Quels rôles pour les indicateurs ? », Communication au *Colloque International Usages des Indicateurs de Développement Durable*, 3-4 avril 2006, Cirad, Montpellier.

Boulanger P-M. and Bréchet T., (2005), « Models for policy-making in sustainable development: The state of the art and perspectives for research », *Ecological Economics*, vol. 55, Issue 3, pp. 337-350.

Boulanger P-M., (2004), « Les Indicateurs de Développement Durable : un défi scientifique, un enjeu démocratique », *Les Séminaires de L'IDDRI*, n°12, 24p.

Bouleau G., (2006), « Des indicateurs de développement durable pour contrôler des équilibres », Communication au *Colloque International Usages des Indicateurs de Développement Durable*, 3-4 avril 2006, Cirad, Montpellier.

Bovar O. et Pennequin G., (2006), « Quel rôle peut jouer l'Observatoire des territoires dans le domaine de l'observation et des bonnes pratiques en matière d'indicateurs de développement durable territorialisé ? », *Communication au Colloque International Usages des Indicateurs de Développement Durable*, 3-4 avril 2006, Cirad, Montpellier.

Bowker G. and Star S.L., (1999), *Sorting Things Out. Classification and Its Consequences*, Cambridge, MIT Press.

Buckland S.T., Magurran A.E., Green R.E. and Fewster R.M., (2005), « Monitoring change in biodiversity through composite indices », *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, n°360, pp. 243-254.

Burel F. et Baudry J., (1999), *Ecologie du paysage. Concepts, méthodes et applications*, Editions TEC et DOC, Paris.

Butchart S.H.M., Stattersfield A.J., Baillie J., Bennun L.A., Stuart S.N., Akçakaya H.R., Hilton-Taylor C. and Mace G.M., (2005), « Using Red List Indices to measure progress towards the 2010 target and beyond », *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, n°360, pp. 255-268.

Buttoud G. et Karsenty A., (2001), « L'écocertification de la gestion des forêts tropicales », *Revue Forestière Française*, n°6, pp.691-706.

Callon M., Lascoumes P. et Barthe Y., (2001), *Agir dans un monde incertain. Essai sur la démocratie technique*, Paris, Seuil, collection La couleur des idées, 357p.

CENECO (Compagnie pour l'Entraînement et la Communication), (1995), *Dixeco de l'environnement. Pour comprendre les échanges entre l'homme et son milieu*, Paris, ESKA.

Chevassus-au-Louis B., (2005), *Développement Durable et Biodiversité : Les enjeux de 2050*, « Cycle environnement et développement durable », MNHN, 5 janvier.

Chevassus-au-Louis B., (2002), « Eléments de cahier des charges pour une stratégie nationale sur la biodiversité », *Actes des Journées de l'Institut français de la biodiversité, Biodiversité : quels enjeux pour les sociétés ?*, Tours, 18-20 déc. 2002, pp.35-39.

- CIFOR, (2000), *Manuels de critères et indicateurs pour la gestion durable des forêts*, 9 volumes, CIRAD.
- Clark W.C. and Dickson N.M., (2003), « Sustainability science: The emerging research program », *PNAS*, July 8, vol.100, n°14, pp.8059-8061.
- Cobb C. and Cobb J., (1994), *The Green National Product: A Proposed Index of Sustainable Economic Welfare*, University of America Press, Washington DC.
- Commission Européenne, (2004), *Stakeholders' Conference, Biodiversity and the EU - Sustaining Life, Sustaining Livelihoods. Message from Malahide: halting the decline of biodiversity - priority objectives and targets for 2010*, 27 May 2004, 44p. (http://www.eu2004.ie/templates/document_file.asp?id=17810)
- Commission on Sustainable Development, (2001), *Indicators of Sustainable Development: Guidelines and Methodologies*, New York, Division for Sustainable Development, United Nations.
- Conseil de la Stratégie Paneuropéenne de la Diversité Biologique et Paysagère, (2006), « *La biodiversité en Europe* » rationalisation des indicateurs européens de la biodiversité pour 2010, 10p.
- Convention sur la Diversité Biologique, (1992), <http://www.biodiv.org/doc/legal/cbd-un-fr.pdf>, 33p.
- Couvet D., Jiguet F., Julliard R. et Levrel H., (2007) « Observatoires et indicateurs de biodiversité », *Working Paper*, page 18.
- Couvet D., Jiguet F., Julliard R. et Levrel H., (2004), « Indicateurs de biodiversité », in Barbault R. et Chevassus-au-Louis B., (eds.), (2004), *Biodiversité et changement globaux*, Ministère des Affaires Etrangères, ADPF.
- Cowan R. et Foray D., (1998), « Economie de la codification et de la diffusion des connaissances » in Petit P., (ed.), *L'économie de l'information. Les enseignements des théories économiques*, La découverte, Coll. « Recherches ».
- D'Aquino P., Seck S.M. et Camara S., (2002), « L'acteur local avant l'expert : vers des systèmes d'information territoriaux endogènes. Une expérience au Sénégal », *Natures, Sciences, Sociétés*, vol.10, n°4, pp.20-30.
- Daily G.C., (ed.), (1997), *Nature's Services. Societal Dependence on Natural Ecosystems*, Washington DC, Island Press, 392p.
- Dasgupta P., (2001), *Human Well-Being and the Natural Environment*, Oxford, Oxford University Press, 305p.
- Deonchat M. et Balent G., (2004), « Critères et indicateurs de gestion durable des forêts : la biodiversité », *Revue Forestière Française*, n°5, pp.419-430.
- Delacampagne C., (2000), *La philosophie politique aujourd'hui. Idées, débats, enjeux*, Paris, Le Seuil.
- De Montmolin A., (2006), « Un mandat, un référentiel, un cadre d'analyse, des processus – vers le système d'indicateurs MONET », Communication au *Colloque International Usages des Indicateurs de Développement Durable*, 3-4 avril 2006, Cirad, Montpellier.
- Desrosières A., (2003a), « Les qualités des quantités », *Courrier des statistiques*, n°105-106, pp.51-63.
- Desrosières A., (2003b), « Du réalisme des objets de la comptabilité nationale », communication au *Congrès de l'Association Française de Sciences Economiques*, Paris, septembre 2003.
- Devictor V., Julliard R., Couvet D., Lee A. and Jiguet F., (2007), « Functional Homogenization Effect of Urbanisation on Bird Communities », *Conservation Biology*, vol.21, n°3, , pp. 741-751.
- Dewey J., (1927), *Le public et ses problèmes*, édition française de 2003, publications de l'université de Pau, Farrago/Editions Léo Scheer.
- Dietz T., Ostrom E. and Stern P.C., (2003), « The Struggle to Govern the Commons », *Science*, vol.302, number 5652, 12 December 2003, pp. 1907-1912.
- Dobson A., (2005), « Monitoring global rates of biodiversity change: challenges that arise in meeting the Convention on Biological Diversity (CBD) 2010 goals », *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, n°360, pp. 229-241.

- Dudley N., Baldock D., Nasi R. and Stolton S., (2005), « Measuring biodiversity and sustainable management in forests and agricultural landscapes », *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 360, 457-470.
- Ecological Economics*, (2003), vol. 44, Issues 2-3, March, *Identifying Critical Natural Capital*, Edited by Ekins P., Folke C. and de Groot R., pp.157-386.
- Ecological Economics*, (2000), vol. 32, Issue 3, March, Commentary Forum: *The Ecological Footprint*, pp.341-394.
- Ekins P., (2003), « Identifying Critical Natural Capital. Conclusions about Critical Natural Capital », *Ecological Economics*, 44 : 277-292.
- Etienne M., Le Page C. and Cohen M., (2003), « Role-Playing Games, Models and Negotiation Processes : part I. A Step-by-step Approach to Building Land Management Scenarios Based on Multiple Viewpoints on Multi-agent System Simulations », *JASSS*, vol. 6 issue2, <http://jasss.soc.surrey.ac.uk/6/2/2.html>.
- European Environment Agency, (2002), *An inventory of biodiversity indicators in Europe, 2002*, Technical Report n°92, EEA, 42p.
- European Environment Agency, (2003), *Europe's environment: the third assessment*, Copenhagen, EEA.
- Failing L. and Gregory R., (2003), « Ten common mistakes in designing biodiversity indicators for forest policy », *Journal of Environmental Management*, n°68, pp.121-132.
- Favereau O., (1994), « Règles, organisation et apprentissage collectif : un paradigme non standard pour trois théories hétérodoxes », in Orléan, A. (ed.), *Analyse Economique des Conventions*, PUF, pp.113-137.
- Folke C., (2003), « Social-ecological resilience and behavioural responses », in Biel A., Hanson B. and Martensson M., (eds.), *Individual and structural determinants of environmental practice*, Ashgate Publishers, London, pp. 226-242.
- Gadrey J. et Jany-Catrice F., (2005), *Les nouveaux indicateurs de richesse*, Editions La Découverte, Collection Repères, 123p.
- Garcia C. et Lescuyer G., (2006), « Critères et indicateurs pour la gestion participative : leurre ou prétexte ? Exemple des forêts tropicales », Communication au *Colloque International Usages des Indicateurs de Développement Durable*, 3-4 avril 2006, Cirad, Montpellier.
- Georgescu-Roegen N., (1979), *Demain la décroissance : entropie, écologie, économie*, deuxième édition de 1995, Sang de la terre.
- Gilbert C., (2001), « L'expertise à l'épreuve des risques et des menaces », *Risques*, n°47, septembre 2001, pp.87-94.
- Gilbert, (2004), « Risque technologique », *Encyclopaedia Universalis*, Collection « Notion », pp.906-907.
- Gosselin M. et Laroussinie O., (2004), *Biodiversité et Gestion Forestières. Connaître pour préserver. Synthèse bibliographique*. Cemagref Editions, Etudes gestion des territoires n°20, 320p.
- Gregory R.D., van Strien A., Vorisek P., Meyling A.W.G., Noble D.G., Foppen R.P.B. and Gibbons D.W., (2005), « Developing indicators for European birds », *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 360, 269-288.
- Gunderson L.H. and Holling C.S., (eds.), (2002), *Panarchy. Understanding Transformations in Human and Natural Systems*, Washington DC, Island Press, 507p.
- Heal G., (1998), *Valuing the Future: Economic Theory and Sustainability*, Columbia University Press, New York.
- Heath M. and Rayment M., (2001), « Using bird data to develop biodiversity indicators for agriculture », *OECD Expert Meeting on Agri-Biodiversity Indicators*, 5-8 November 2001, Zürich, Switzerland.
- Hockings M., Stolton S. and Dudley N., (2000), *Assessing Effectiveness – A Framework for Assessing Management Effectiveness of Protected Areas*, University of Cardiff and IUCN, Switzerland.

- Holling C.S., (1973), « Resilience and stability of ecological systems », *Annual Review of Ecology and Systematics*, vol.4, pp.1-24.
- Hukkinen J., (2003), « From groundless universalism to grounded generalism: improving ecological economic indicators of human-environmental interaction », *Ecological Economics*, n°44, pp.11-27.
- Institut français de l'environnement, (2003), *45 indicateurs de développement durable : une contribution de l'Ifen*, Orléans, Ifen, coll. Études et travaux n°41, 144p.
- Institut français de l'environnement, (2001a), *Propositions d'indicateurs de développement durable pour la France*, Orléans, Ifen, coll. Études et travaux n°35, 106p.
- Institut français de l'environnement, (2001b), *Développement durable et capital naturel critique. Concepts et consultation d'experts*, Orléans, Ifen, coll. Études et travaux n°32, 115p.
- Inventaire Forestier National, (2005), *Les indicateurs de gestion durable des forêts françaises 2005*, IFN, 202p.
- Julliard R., Clavel J., Devictor V., Jiguet F. and Couvet D., (2006), « Spatial segregation of specialists and generalists in bird communities », *Ecology Letters*, vol . 9, n°11, pp. 1237-1244(8).
- Julliard R., Jiguet F. and Couvet D., (2004), « Common birds facing global changes: what makes a species at risk? », *Global Change Biology*, vol.10, issue 1, pp.148-154.
- Kinzig A., Starrett D., Arrow K., Aniyar S., Bolin B., Dasgupta P., Ehrlich P., Folke C., Hanemann M., Heal G., Hoel M., Jansson AM., Jansson B-O., Kautsky N., Levin S., Lubchenco J., Mäler K-G., Pacala S.W., Schneider S.H., Siniscalco D. and Walker B., (2003), « Coping with uncertainty: A call for a new science-policy forum », *AMBIO: A Journal of Human Environment*, vol.32, n°5, pp.330-335.
- Krebs C.J., (2001), *Ecology*, San Francisco, Benjamin Cummings, 695p.
- Krebs J.R., Wilson J.D., Bradbury R.B. and Siriwardena G.M., (1999), « The second Silent Spring? », *Nature*, n°400, pp.611-612.
- Lal P., Lim-Applegate H. and Scoccimarro M.C., (2002), « The adaptive decision-making process as a tool for integrated natural resource management: Focus, Attitudes, and Approach », *Conservation Ecology*, 5(2): 11. <http://www.consecol.org/vol5/iss2/art11>.
- Lavoux T. (2006), « L'offre et la demande d'indicateurs : les leçons des expériences internationales, nationales et locales », Communication au *Colloque International Usages des Indicateurs de Développement Durable*, 3-4 avril 2006, Cirad, Montpellier.
- Lawn P.A., (2003), « Theoretical foundation to support the Index of Sustainable Economic Welfare (ISEW), Genuine Progress Indicator (GPI), and other related indexes », *Ecological Economics*, vol. 44, Issue 1, pp.105-118.
- Lebras H., (1994), *Les limites de la planète; mythes de la nature et de la population*, Paris, Flammarion.
- Lehtonen M., (2002), « Les indicateurs d'environnement et de développement durable de l'OCDE : quel rôle dans la mondialisation ? », présentation au séminaire de l'axe *Mondialisation, Institution et Développement Durable*, C3ED, Université de Saint-Quentin en Yvelines, 29 mars 2002.
- Lescuyer G., (2002), « Vers un système mondial de Principes-Critères-Indicateurs pour la gestion forestière ? », *Bois et forêts des tropiques*, n°272 (2), pp.108-109.
- Lescuyer G., Karsenty A. and Antona M., (2004), « Looking for sustainable tropical forest management criteria and indicators. The limitation of a normative environmental management approach », in Babin D., (ed.), *Beyond Tropical Deforestation. From Tropical Deforestation to Forest Cover Dynamics and Forest Development*, Edition UNESCO/CIRAD, pp.399-412.
- Levrel H., Doyen L., Julliard R., Kerbiriou C. et Couvet D., (2007), « Etude de faisabilité pour la réalisation d'un Millennium Ecosystem Assessment en France », *Direction de la Nature et des Paysages, Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable*, 47p.
- Levrel H., (2006), « Construire des indicateurs durables à partir d'un savoir issu de multiples pratiques : le cas de la biodiversité », *Annales des Mines – Série Gérer Et Comprendre*, n°85, pp.51-62.

- Levrel H., Issa M-S., Kane L., Karimou A., Maiga M., Millogo J. et Pity B., (2006), « Co-construction dans six réserves de biosphère d'Afrique de l'Ouest : à la recherche d'indicateurs d'interactions pour gérer la biodiversité », in Bouamrane M., (ed.), Biodiversité et acteurs : des itinéraires de concertation. La contribution des réserves de biosphère, UNESCO Edition, pp.53-64.
- Levrel H., (2003), « Pauvreté, vulnérabilité et ressources renouvelables », 3rd *Conference on the Capability Approach: From Sustainable Development to Sustainable Freedom*, 7-9 September 2003, University of Pavia, Italy, <http://cfs.unipv.it/sen/papers/Levrel.pdf>.
- Lindenmayer D.B., Margules C.R. and Botkin D.B., (2000), « Indicators of Biodiversity for Ecologically Sustainable Forest Management », *Conservation Biology*, vol.14, n°4, pp.941-950.
- Locatelli B., (2000), *Pression Démographique et construction du paysage rural des tropiques humides : l'exemple de Mananara (Madagascar)*, Thèse de Sciences de l'Environnement, ENGREF, 408p.
- Loh J., Green R.E., Ricketts T., Lamoreux J., Jenkins M., Kapos V. and Randers J., (2005), « The Living Planet Index: using species population time series to track trends in biodiversity », *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, n°360, pp. 425-441.
- Loreau M., Naeem S., Inchausti P., Bengtsson J., Grime J.P., Hector A., Hooper D.U., Huston M.A., Raffaelli D., Schmid B, Tilman D. and Wardle D.A., (2001), « Biodiversity and Ecosystem Functionings: Current Knowledge and Future Challenges », *Science*, vol.294, 26 October 2001, pp.804-808.
- Ludwig D., Hilborn R. and Walters C., (1993), « Uncertainty, Resource Exploitation, and Conservation: Lessons from History », *Science*, n°260.
- McCann K.S., (2000), « The diversity-stability debate », *Nature*, vol.405, pp.228-233.
- McNaughton S.J., (1985), « Ecology of a grazing ecosystem: the Serengeti », *Ecology Monography*, vol.55, pp.259-294.
- Millennium Ecosystem Assessment, (2003), *Ecosystem and Human Well-Being. A Framework for Assessment*, Island Press, 212p.
- Millennium Ecosystem Assessment, (2005), *Ecosystem and Human Well-Being: Synthesis*, Island Press, 137p.
- Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, (2003), *Rapport « Economie de l'environnement en 2003 »*, http://www.ecologie.gouv.fr/article.php3?id_article=3886.
- Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, (2003), *La Stratégie Nationale du Développement Durable*, 151p., document en ligne : <http://www.ecologie.gouv.fr/IMG/pdf/sndd-2.pdf>.
- Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, (2004), *Stratégie Nationale pour la Biodiversité : enjeux, finalités, orientations*, MEDD, 49p., document en ligne : http://www.ecologie.gouv.fr/IMG/pdf/Biodiversite_complet-2.pdf.
- Mirault E., Gilbert D. et Antona M., (2006), « Les scientifiques face à la demande sociale pour la construction d'indicateurs de gestion des récifs coralliens : itinéraires méthodologiques », Communication au *Colloque International Usages des Indicateurs de Développement Durable*, 3-4 avril 2006, Cirad, Montpellier, pp.61-75.
- Morin E., (1994), « Sur l'interdisciplinarité », *Bulletin Interactif du Centre International de Recherches et Études transdisciplinaires*, n° 2, 1994.
- Morin E., (1996), « Le contrebandier d'une pensée complexe », entretien avec la revue *Natures, Sciences, Sociétés*, 4(3), pp.250-257.
- National Research Council, Board on Sustainable Development, (1999), *Our Common Journey: A Transition Toward Sustainability*, National Academy Press, Washington, DC.
- North D., (1999), *Understanding the Process of Economic Change*, Institute of Economic Affairs.
- O'Connor M. and Spash C.L., (eds.), (1999), *Valuation and the Environment. Theory, Methods and Practices*, London, Edward Elgar, 339p.

- Olden J.D., LeRoy Poff N., Douglas M.R., Douglas M.E. and Faush K.D., (2004), « Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenisation », *Trends in Ecology and Evolution*, n°19, pp.18-24.
- Olsson P., Folke C. and Berkes F., (2004), « Adaptive co-management for building resilience in social-ecological systems », *Environmental Management*, n°34, pp.75-90.
- Organisation de Coopération et de Développement Economique (OCDE), (2001), *Les perspectives de l'environnement de l'OCDE*, Paris, OCDE.
- Organisation de Coopération et de Développement Economique (OCDE), (1998), *L'Eco-efficience*, Paris, OCDE.
- Organisation de Coopération et de Développement Economique (OCDE), (1994), *Indicateurs d'environnement : Corps central de l'OCDE*, Paris, OCDE.
- Ostrom E., (1990), *Governing the Commons*, Cambridge, Cambridge University Press.
- Passet R., (1979), *L'économie et le vivant*, Paris, Payot.
- Pauly D. and Watson R., (2005), « Background and interpretation of the 'Marine Trophic Index' as a measure of biodiversity », *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, n°360, pp. 415-423.
- Pretty J., (2003), « Social Capital and Collective Management of Resources », *Science*, vol.302, number 5652, Issue of 12 December 2003, pp. 1912-1916.
- Programme des Nations Unies pour le Développement (PNUD), (1990), *Rapport mondial sur le développement humain : définition et mesure du développement*, De Boeck Université.
- Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE) – GEO, (2002), *Global Environment Outlook 3*, De Boeck Université.
- Raven P.H., (2002), « Science, Sustainability, and the Human Prospect », *Science*, vol.297, pp.954-968.
- Redford K.H., (1992), « The empty forest », *BioScience*, vol.42, pp.1-12.
- Reed D., (1999), *Ajustement structurel, environnement et développement durable*, Paris, L'Harmattan.
- Rees W, (1992), « Ecological footprints and appropriated carrying capacity: what urban economics leaves out », *Environmental Urbanism*, 4: 121-130.
- RIVM, (2002), *Nature Outlook 2*, Bilthoven, The Netherlands.
- Rousseau S., (2006), « Indicateurs de développement durable et territoires », Communication au *Colloque International Usages des Indicateurs de Développement Durable*, 3-4 avril 2006, Cirad, Montpellier.
- Rouwette E., Vennix J., van Mullekom T., (2002), « Group model building effectiveness: a review of assessment studies », *System Dynamics Review*, vol. 18, n°1, pp.5-45.
- Sapir J., (1998), « Théorie de la régulation, conventions, institutions et approches hétérodoxes de l'interdépendance des niveaux de décision », in Vinokur A., (ed.), (1998), *Décisions économiques*, Paris, Economica, pp.169-215.
- Scholes R.J. and Biggs R., (2005), « A biodiversity intactness index », *Nature*, vol . 434, pp.45-49.
- Seca J-M., (2002), *Les représentations sociales*, Paris, Armand Colin, coll. Cursus, 186p.
- Şekercioglu Ç.H., Daily G.C. and Ehrlich R., (2004), « Ecosystem consequences of bird declines », *PNAS*, December 28, vol.101, n°52, pp.18042-18047.
- Sen A.K., (1981), *Poverty and Famines*, Oxford, Clarendon Press.
- Teysnière A., (2004), « Vers une sixième grande crise d'extinctions ? », in Barbault R. et Chevassus-au-Louis B., (eds.), *Biodiversité et changements globaux. Enjeux de société et défis pour la recherche*, édition ADPF, pp.24-36.

Thomas C.D., Cameron A., Green R.E., Bakkenes M., Beaumont L.J., Collingham Y.C., Erasmus B.F.N., De Siquiera M.F., Grainger A., Hannah L., Hughes L., Huntley B., Van Jaarsveld A.S., Midgley G.F., Miles L., Ortega-Huerta M.A., Peterson A.T., Phillips O. and Williams S.E. (2004), « Extinction risk from climate change », *Nature*, n°427, 8 January 2004, pp.145-148.

Thompson J.R., Spies T.A. and Ganio L.M., (2007), « Reburn severity in managed and unmanaged vegetation in a large wildfire », *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol.104, pp.10743-10748.

Tranoy A. et Van Der Straeten K., (2001), « Choix collectifs et risques globaux », *Risques*, n°47, septembre 2001, pp.82-86.

Trommetter M. et Weber J., (2005), « La diversité biologique à l'épreuve de la mondialisation », in de Montbrial T. et Moreau Defarges P., (eds.), *Les faces cachées de la mondialisation*, Edition Dunod, IFRI, pp.157-171.

United Nations Environment Programme – Convention on Biological Diversity, (2001), *Indicateurs et étude d'impact sur l'environnement, Conception de programmes de surveillance et d'indicateurs à l'échelle nationale*, Montreal, 12-16 novembre 2001, UNEP/CBD/SBSTA/7/12, 26p.

United Nations Environment Programme – Convention on Biological Diversity, (2003), *Report of Expert Meeting on Indicators of Biological Diversity Including Indicators for Rapid Assessment of Inland Water Ecosystems*, Montreal, 10-14 November 2003, 82p.

Vanoli A., (2002), *Une histoire de la comptabilité nationale*, Paris, La Découverte.

Vennix J., (1999), « Group model-building: tackling messy problems », *System Dynamics Review*, vol.15, n°4, pp.379-401, 1999.

Vennix J., (1996), *Group Model-Building: Facilitating Team Learning using System Dynamics*, Wiley, Chichester.

Viveret P., (2003), *Reconsidérer la richesse*, Edition de l'Aube.

Weber J., (1996), « Gestion des ressources renouvelables : fondements théoriques d'un programme de recherche », [version française de « A gestão de recursos renováveis : fundamentos teóricos de um programa de pesquisas »], in Veira P.F. et Weber J., (eds.), *Gestão de recursos renováveis e desenvolvimento*. São Paulo, Cortez editora, 500 pp. : 115-146.

Weber J. et Revéret J.P., (1993), « La gestion des relations sociétés-nature : modes d'appropriation et processus de décision », in *Une Terre en Renaissance*, ORSTOM-Le Monde Diplomatique, Collection Savoirs, n°2, Oct.

Westley F., Carpenter S.R., Brock W.A., Holling C.S. and Gunderson L.H., (2002), « Why systems of people and nature are not just social and ecological systems », in Gunderson L.H. and Holling C.S., (eds.), (2002), *Panarchy. Understanding Transformations in Human and Natural Systems*, Washington DC, Island Press, pp.103-119.

World Wildlife Fund and World Bank, (2003), *Reporting Progress at Protected Area Sites. A simple site-level tracking tool developed for the World Bank/WWF Forest Alliance*, March 2003.

Yorque R., Walker B., Holling C.S., Gunderson L.H., Folke C., Carpenter S.R. and Brock W.A., (2002), « Toward an integrative synthesis », in Gunderson L.H. and Holling C.S., (eds.), (2002), *Panarchy. Understanding Transformations in Human and Natural Systems*, Washington DC, Island Press, pp. 419-138.

Index des indicateurs

Abondance globale,	17
Bien-être durable,	36, 81
Capital naturel critique,	38, 39 78, 89
Diversité fonctionnelle,	15, 16, 18, 20
Diversité spécifique,	9, 12, 15, 17, 18, 22, 32, 35, 43, 81
Éco-certification,	13, 49
Éco-efficience,	32, 47-48, 75, 79
Empreinte écologique,	13-14, 32-33, 59, 77, 79, 81
Épargne véritable,	35, 36, 38, 59
Érosion de la biodiversité,	10-11, 16, 18 à 20, 34, 36, 46, 60, 62
Espèces clé de voûte,	16-17
Espèces indicatrices,	16-17, 25-26, 81
Espèces ingénieur,	16-17
Espèces parapluie,	16-17
Force motrice-état-réponse,	44
Force motrice-pression-état-impact-réponse,	45
Indicateur de capital naturel,	34, 81
Indicateur de développement humain,	53, 76
Indicateur de spécialisation communautaire,	23, 31
Indicateur structurel,	25-26
Indicateur taxonomique,	18, 26
Indicateurs à paramètre unique,	15, 17-18, 81
Indicateurs composites,	15, 17-18, 20, 22, 25-26, 29
Indicateurs de résultats,	50-51
Indice trophique marin,	11, 14, 31
Intégrité de la biodiversité,	34, 81
Listes rouges,	11, 12, 20, 58
Oiseaux communs,	12, 14, 20 à 28, 60, 81
Planète vivante,	19, 23, 31, 34, 36, 81
Pression-état-réponse,	26, 45, 81
Principes-critères-indicateurs,	48
Progrès véritable,	36
Résilience,	15-16, 28, 38, 62, 78-79
Richesse spécifique,	10, 12, 15-16, 18 à 20, 22, 28, 58
Services écosystémiques,	18, 21, 23, 28, 32, 37, 39 à 44, 60, 62
Système de comptabilité économique et environnementale,	35
Taux d'extinction,	9, 10, 16, 55
Usage-pression-état-réponse,	44-45
Variabilité génétique,	9, 15 à 20, 28, 58

Liste des tableaux

Tableau 1 :	Indicateurs adoptés par la CDB en 2004, afin d'évaluer les progrès accomplis dans la poursuite de l'objectif de diversité biologique fixé en 2010.	11
Tableau 2 :	Les indicateurs de biodiversité de la Stratégie nationale pour la Biodiversité Française (sources entre parenthèses).	12
Tableau 3 :	Les indicateurs de biodiversité du Sebi.	14
Tableau 4 :	Exemple d'indicateurs de biodiversité fonctionnelle	18
Tableau 5 :	Indicateurs de biodiversité français et paneuropéens pour la gestion durable des forêts (indicateurs spécifiquement français en italique, sources entre parenthèses).	25
Tableau 6 :	Evolution des services écosystémiques	42
Tableau 7 :	Evolution des services écologiques selon les différents scénarios.	43
Tableau 8 :	Trois systèmes majeurs de PCI.	49
Tableau 9 :	Exemple de questions, critères et scores de suivi de l'efficacité des modes de gestion des espaces protégés.	51
Tableau 10 :	Les différents niveaux de co-construction.	72
Tableau 11 :	Synthèse sur les critères de qualités des indicateurs de développement durable (IDD).	79

Liste des figures

Figure 1 :	Les grandes crises d'extinction de la biodiversité.	10
Figure 2 :	Variation d'abondance des populations d'oiseaux spécialistes en France.	23
Figure 3 :	Evolution de l'indice trophique marin selon les aires d'exploitation.	31
Figure 4 :	Liens entre biodiversité, services écologiques, facteurs de changement et bien-être.	41
Figure 5 :	Indicateurs PER.	45
Figure 6 :	Les indicateurs usage-pression-état-réponse de la Convention sur la diversité biologique.	45
Figure 7 :	Cadre alternatif pour l'identification d'indicateurs d'interactions.	47
Figure 8 :	Positionnement d'indicateurs d'interactions vis-à-vis des tensions existant entre les dimensions scientifique et politique d'une part, universel et contextuel de l'autre.	56
Figure 9 :	Nombre d'articles parus dans Le Monde dans lesquels le mot « biodiversité » apparaît.	57
Figure 10 :	La gestion adaptative de la biodiversité.	63

Liste des encadrés

Encadré 1 :	Différences entre les indicateurs structurels (indirects) et taxonomiques (directs).	26
-------------	-------------------------------------------------------------------------------------------	----

Liste des acronymes

AEE :	Agence Européenne de l'Environnement	ONCFS :	Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage
CDB :	Convention sur la Diversité Biologique	ONG :	Organisation Non Gouvernementale
CBD :	Convention on Biological Diversity	ONU :	Organisation des Nations-Unies
CNC :	Capital Naturel Critique	PED :	Pays En Développement
CNRS :	Centre National de la Recherche Scientifique	PER :	Pression-Etat-Réponse
CRBPO :	Centre de Recherche sur la Biologie des Populations d'Oiseaux	PCI :	Principes-Critères-Indicateurs
CSD :	Commission on Sustainable Development	PIB :	Produit Intérieur Brut
CTEDB :	Centre Thématique Européen sur la Diversité Biologique	PNB :	Produit National Brut
EE :	Eco-Efficience	PNUD :	Programme des Nations-Unies pour le Développement
EEA :	European Environment Agency	PNUE :	Programme des Nations-Unies pour l'Environnement
EF :	Ecological Footprint – Empreinte Ecologique	RLI :	Red List Index
EV :	Epargne Véritable	SCN :	Systèmes de Comptes Nationaux
FAO :	Food and Agriculture Organisation	SCEE :	Système de Comptabilité Economique et Environnementale
GPI :	Indicateur de Progrès Véritable	SEBI :	Streamlining European 2010 Biodiversity Indicators
IBED :	Indicateur de Bien-Etre Durable	SMA :	Système Multi-agents
ICN :	Indicateur de Capital Naturel	STOC :	Suivi Temporel des Oiseaux Communs
IDD :	Indicateur de Développement Durable	TERUTI :	Enquête sur l'Utilisation du Territoire
IFEN :	Institut français de l'environnement	UE :	Union Européenne
IFB :	Institut français de la biodiversité	UICN :	Union Internationale pour la Conservation de la Nature
IIB :	Indicateur d'Intégrité de la Biodiversité	UNEP :	United Nations Environment Programme
ILR :	Indicateur Liste Rouge	UNESCO :	Organisation des Nations-Unies pour l'Education, la Science et la culture
IPV :	Indicateur Planète Vivante	WWF :	World Wild Fund
ISC :	Indicateur de Spécialisation Communautaire		
ITM :	Indicateur Trophique Marin		
GIRN :	Gestion Intégrée des Ressources Naturelles		
GPS :	Guide Par Satellite		
MAB :	programme ManAndBiosphere		
MEA :	Millennium Ecosystem Assessment		
MEDD :	Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable		
MNHN :	Muséum National d'Histoire Naturelle		
OCDE :	Organisation de Coopération et de Développement Economique		
ONF :	Office National des Forêts		

Les Cahiers de l'IFB

Direction de la publication : Jacques Weber

Coordination : Maryvonne Tissier

Couverture et Maquette : Incisif

Impression: C. Print - Octobre 2007

(35-Cesson-Sévigné: L'usine dans laquelle est imprimée cette brochure est certifiée Imprim'vert)



Papier de couverture : Cyclus, 100 % recyclé (certifié Ange bleu, Cygne nordique, Fleur européenne)

Papier intérieur : V Green (papier recyclé, prix Ecoproduit 2003 du Ministère de l'écologie et du développement durable, récompensé également en 2004 par la Communauté européenne)

Quels indicateurs pour la gestion de la biodiversité ?

En 2010, les Etats du monde entier vont devoir faire le bilan de leurs avancées concernant la conservation de la biodiversité, dans le cadre de la Convention sur la diversité biologique adoptée à Rio en 1992. Pour cela, il est nécessaire d'avoir recours à des outils de suivi. Les indicateurs de biodiversité, en tant qu'outils polymorphes adaptés à des questions hybrides, concernant à la fois le scientifique et le politique, sont rapidement apparus comme le meilleur moyen pour suivre ces avancées.

Ce livre présente les principaux indicateurs de biodiversité qui existent aujourd'hui, leur histoire et les questions techniques qu'ils soulèvent.

Il s'intéresse en particulier aux indicateurs qui cherchent à décrire les interactions entre les dynamiques de la biodiversité et les dynamiques socio-économiques.

Enfin, il explore de nouvelles voies pour développer des indicateurs pouvant participer à l'émergence d'une co-gestion adaptative de la biodiversité, en mettant l'accent sur les besoins et les perceptions des usagers potentiels de ces outils ainsi que sur les processus de co-construction de ces outils.

Les Cahiers de l'IFB visent à constituer une collection de documents synthétiques, destinés à un public de professionnels : chercheurs, gestionnaires, responsables et militants d'associations, entreprises impliquées dans la gestion de la biodiversité...

www.gis-ifb.org

Tous les documents IFB sont téléchargeables



Institut français de la biodiversité

57, rue Cuvier, CP 41, 75231 PARIS CEDEX 05 - France
tél 33 (0)1 40 79 56 62 fax 33 (0)1 40 79 56 63 mail : ifb@gis-ifb.org