



HAL
open science

Biodiversité et développement durable : quels indicateurs ?

Harold Levrel

► **To cite this version:**

Harold Levrel. Biodiversité et développement durable : quels indicateurs?. Economies et finances. Ecole des Hautes Etudes en Sciences Sociales (EHESS), 2006. Français. NNT : . tel-00128430

HAL Id: tel-00128430

<https://theses.hal.science/tel-00128430>

Submitted on 1 Feb 2007

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

ECOLE DES HAUTES ETUDES EN SCIENCES SOCIALES

Recherches Comparatives sur le Développement

UMR 51-73, Département Ecologie et Gestion de la Biodiversité

Museum National d'Histoire Naturelle

Thèse pour l'obtention du titre de docteur de l'EHESS

Spécialité : Economie Ecologique

Biodiversité et développement durable : quels indicateurs ?

Présentée et soutenue publiquement, le 23 octobre 2006, par

Harold LEVREL

Jury :

Martine ANTONA, Chercheuse au CIRAD

Robert BARBAULT, Professeur à l'Université de Paris 6

Alain DESROSIERES, Administrateur de l'INSEE

Jean-Pierre REVERET, Professeur à l'UQAM (rapporteur)

Jacques SAPIR, Directeur d'Etude à l'EHESS

Michel TROMMETTER, Chargé de Recherche à l'INRA (rapporteur)

Jacques WEBER, Directeur de Recherche au CIRAD et Directeur de l'IFB (directeur de thèse)

A mon petit poulet

REMERCIEMENTS

Je souhaite tout d'abord remercier mon directeur de thèse, Jacques Weber, pour toutes les opportunités qu'il m'a offertes au cours de cette thèse. Je tiens à lui exprimer ma reconnaissance pour ses conseils et son soutien.

Je voudrais ensuite exprimer toute ma gratitude à Denis Couvet qui m'a donné la chance de réaliser ma thèse au sein de l'UMR 51-73 de « Biologie de la conservation », fraîchement créée, et de découvrir de l'intérieur un champ de recherche passionnant. Je souhaite aussi le remercier pour le temps qu'il a consacré à ma thèse et pour nos nombreuses discussions autour des questions de conservation.

Au-delà de la biologie de la conservation, c'est le monde de la biodiversité que j'ai véritablement découvert dans ce laboratoire. Cette rencontre a été pour moi une source d'enrichissement à la fois personnel et professionnel. Je souhaite donc exprimer aux personnes du laboratoire un grand merci pour leur accueil et leurs explications passionnantes sur la diversité du vivant.

Je souhaite tout particulièrement remercier mon collègue de bureau, Romain Julliard, qui a toujours pris le temps de répondre à mes questions incessantes, témoigné d'un intérêt constant pour mon travail et m'a très vite impliqué dans les travaux du laboratoire.

Je souhaite ensuite remercier Christian Kerbiriou qui m'a fait découvrir le monde des naturalistes et François Chiron qui m'a fait découvrir celui du Museum National d'Histoire Naturelle.

Mes remerciements vont ensuite à Meriem Bouamrane qui m'a offert l'opportunité de réaliser un formidable terrain d'étude concernant la mise en place d'indicateurs d'interactions dans quatre réserves de biosphère d'Afrique de l'Ouest et m'a apporté son appui à la fois scientifique et personnel tout au long de ma thèse.

Je souhaite exprimer ma reconnaissance à Michel Etienne pour m'avoir fait entrer dans le projet MAB-IFB sur la modélisation d'accompagnement dans les réserves de biosphère françaises et à Françoise Gourmelon pour m'avoir intégré dans l'équipe d'Ouessant. Je remercie tout particulièrement Michel pour les nombreuses discussions que nous avons pu avoir à propos des tenants et des aboutissants de la modélisation d'accompagnement dont

cette thèse traite en partie. Je tiens à remercier, au sein du laboratoire GEOMER, Mathias Rouan pour sa disponibilité et son aide précieuse.

Je souhaite aussi remercier les personnes qui m'ont permis de réaliser mes terrains dans les meilleures conditions possibles et notamment : Baïkoro Fofana au Mali, Victor Goulané et Blagna Zonyé au Burkina Faso, Lamine Kane au Sénégal, Kombi Arhidio Boubacar au Niger et Christian Kerbiriou à Ouessant.

Mes remerciements vont aussi à Pierre-Yves Henry, Olivier Dehorter, Alexandre Robert, Vincent Devictor, Guillaume Lescuyer, Jean-Luc Dubois, Grégoire Loïs, Sophie Condé, Paul Cary, René-Pierre Andlauer, Flora Pelegrin, Denis Bailly, Martine Antona, Christophe Le Page, Nicolas Lescureux, Jocelyne Da Graça, Nicolas Césard, pour leur aide de toutes sortes, en m'excusant auprès de ceux que j'aurais pu oublier dans cette liste non exhaustive.

Un gros merci aux correctrices du manuscrit : Marie Françoise Neveu, Virginie et Gaëlle Serrand, Marie-Jeane Levrel et Jacqueline Durocher.

Je tiens à remercier l'EHESS et les responsables de la formation en Recherches Comparatives sur le Développement pour m'avoir permis de réaliser cette thèse dans les meilleures conditions possibles, le Muséum National d'Histoire Naturelle pour son accueil et l'Université de Bretagne Occidentale pour m'avoir offert l'opportunité d'être ATER.

Je veux aussi remercier ma famille, et en particulier ma chère maman, pour tout ce qu'elle m'a donné.

Pour terminer, je souhaite dire un très gros merci à Virginie pour m'avoir supporté – dans tous les sens du terme – au cours de ces quatre années. Sans son soutien, il est certain que je n'aurais pu venir à bout de ce travail.

TABLE DES MATIERES

INTRODUCTION GENERALE	11
PARTIE 1 : QUELS INDICATEURS POUR LA GESTION DE LA BIODIVERSITE ?.....	19
CHAPITRE 1 : INDICATEURS DE BIODIVERSITE ET INDICATEURS D'INTERACTIONS	21
<i>Section 1 : Les indicateurs de biodiversité.....</i>	<i>21</i>
a- Le taux d'extinction de la biodiversité	21
b- Petit historique institutionnel des indicateurs de biodiversité.....	25
c- Les indicateurs de biodiversité : des indicateurs à paramètre unique aux indicateurs composites.....	30
d- Les indicateurs fondés sur des regroupements taxonomiques : application au cas des oiseaux	38
<i>Section 2 : Les indicateurs d'interactions société-nature.....</i>	<i>45</i>
a- Quelques indicateurs écolo-centrés.....	45
b- Les indicateurs d'interactions utilisés dans le cadre de la comptabilité nationale	52
c- Les services écosystémiques.....	58
d- Les indicateurs de gestion des interactions société-nature	65
CHAPITRE 2 : LA CO-GESTION ADAPTATIVE DE LA BIODIVERSITE.....	77
<i>Section 1 : Processus de décision et processus d'apprentissage collectif.....</i>	<i>77</i>
a- Quelle théorie de la décision : vers une théorie évolutionniste de la décision en termes de cycles adaptatifs	77
b- La mise en commun des perceptions pour produire des connaissances collectives	86
c- Interdépendances des niveaux de décision, coûts de transaction et contexte social	92
<i>Section 2 : La démocratie technique pour répondre aux objectifs de la co-gestion adaptative.....</i>	<i>103</i>
a- Coûts de transaction et co-gestion adaptative de la biodiversité	103
b- L'origine des frontières entre disciplines.....	113
c- Pluri- ou inter- disciplinarité: vers une science de la soutenabilité	121
d- Un apprentissage social à partir d'une démocratie technique	129

PARTIE 2 : VERS DE NOUVELLES METHODES DE CONSTRUCTION
D'INDICATEURS D'INTERACTION POUR LA CO-GESTION
ADAPTATIVE DE LA BIODIVERSITE143

CHAPITRE 3 : DES OUTILS POUR UNE CO-GESTION ADAPTATIVE DE LA BIODIVERSITE :
DES INDICATEURS, DES MODELES ET DES DONNEES..... 145

Section 1 : Quels indicateurs pour la gestion adaptative de la biodiversité ?..... 145

- a- Classification des indicateurs.....145
- b- Evaluation de la qualité des indicateurs : une question d'arbitrage152
- c- Demande d'indicateurs et co-construction157
- d- Adapter les indicateurs aux perceptions pour faciliter les comportements adaptatifs167
- e- L'offre d'indicateurs : la tension entre la dimension constructiviste des indicateurs et le besoin de réalisme pour les utilisateurs.....176

Section 2 : Quels modèles exploratoires pour articuler des indicateurs qui fassent sens auprès d'acteurs hétérogènes ?..... 185

- a- Les modèles d'interactions société-nature : contexte185
- b- Evaluation des modèles d'interactions société-nature existants.191
- c- Les SMA comme outils de co-gestion adaptative197
- d- La modélisation d'accompagnement et son évaluation.....204

Section 3 : Quelles données pour nourrir les indicateurs ?212

- a- Les données et les observatoires pour le développement d'indicateurs de biodiversité : une question de coûts.....212
- b- La production de données sur la biodiversité à partir de la valorisation des savoirs locaux : l'exemple du programme de Suivi Temporel des Oiseaux Communs (STOC)222
- c- Evaluation du succès des indicateurs issus du programme STOC233

CHAPITRE 4 : IDENTIFICATION D'INDICATEURS D'INTERACTIONS A PARTIR DE LA CO-
CONSTRUCTION D'UN MODELE MULTI-AGENTS POUR LA GESTION DE LA BIODIVERSITE
DANS LES RESERVES DE BIOSPHERE FRANÇAISES : L'EXEMPLE D'OUessant.....239

Section 1 : Dynamiques d'interactions société-nature et coûts de transaction sur l'île d'Ouessant241

- a- Les changements actuels sur l'île d'Ouessant et leurs effets sur la biodiversité : pertinence des indicateurs PER ?241
- b- Perceptions des dynamiques et coûts de transaction sur l'île.....253
- c- Comment des nouveaux éleveurs ont su réduire les coûts de transaction en vue de réorganiser les pratiques agro-pastorales sur l'île.....258

<i>Section 2 : La co-construction d'un système multi-agents pour la mise en place d'indicateurs d'interactions</i>	263
a- La co-construction d'un SMA pour réduire les coûts de transaction et créer une communauté d'intérêt autour de la question de l'enfrichement.....	263
b- Les indicateurs d'interactions et le modèle SMA.....	273
c- Analyse du processus de co-construction : les rapports de pouvoir, les biais et le médiateur.....	283
d- Quelques indicateurs pour évaluer le processus de co-construction	290
 CHAPITRE 5 : LA CO-CONSTRUCTION D'INDICATEURS D'INTERACTIONS DANS QUATRE RESERVES DE BIOSPHERE D'AFRIQUE DE L'OUEST	297
 <i>Section 1 : La co-construction d'indicateurs d'interactions</i>	299
a- Histoire du programme de co-construction des indicateurs d'interactions	299
b- Le processus de co-construction dans les réserves de biosphère	304
c- Le contexte des réserves de biosphère d'Afrique de l'Ouest : pertinence des indicateurs PER ?.....	313
d- Développement et évaluation d'indicateurs d'interactions centrés sur les usages des ressources renouvelables	321
 <i>Section 2 : Indicateurs d'interactions et outils de médiation : la pertinence des jeux de rôle</i>	332
a- Interactions entre exploitation des bananeraies et conservation de la biodiversité dans la Réserve de Biosphère du Niokolo Koba : quelques indicateurs clés.....	332
b- Pour anticiper les évolutions et créer une dynamique d'apprentissage collectif : l'utilisation des indicateurs d'interactions à partir d'un jeu de rôle.....	340
c- Evaluation du processus de co-construction dans les réserves de biosphère d'Afrique de l'Ouest.....	355
 CONCLUSION GENERALE.....	367
 BIBLIOGRAPHIE	377
 LISTE DES ACRONYMES.....	399
LISTE DES TABLEAUX	403
LISTE DES FIGURES.....	405
LISTE DES CARTES.....	406

INTRODUCTION GENERALE

Le formidable développement économique dont a bénéficié la population mondiale au cours de ces deux derniers siècles a été accompagné d'un accroissement des risques globaux. Risques pour les hommes tout d'abord, car une grande partie de la population mondiale est restée en dehors de cette dynamique de développement, risques pour la planète ensuite car ce développement s'est fait en grande partie aux dépens de la biosphère.

L'origine de ces risques est à chercher en partie dans la myopie dont font preuves certaines communautés de pratique dans leurs activités telles que les politiques, les entreprises, les organisations non gouvernementales ou les scientifiques. Cette myopie est liée, d'une part, à une division sociale du travail très compartimentée et, d'autre part, au principe élémentaire de la méthode analytique qui est de séparer les éléments du tout pour rechercher la connaissance. Cette double approche a aussi conduit à construire un monde dans lequel les individus connaissent beaucoup de choses sur leur domaine de compétence, souvent très précis, mais peu de choses sur les paramètres connexes. Elle a aussi été à la base des politiques publiques au cours des cinquante dernières années avec pour finalité de prendre des décisions optimales à partir d'une démarche rationnelle. Cette approche rationaliste a eu un grand succès car elle permet de décontextualiser le traitement de l'information et de justifier une approche « expert » et « objective » des questions sociales¹, de proposer un système de gestion fondé sur le pilotage et le contrôle (« command and control ») d'un nombre limité de paramètres précis. Les politiques économiques se concentrent ainsi sur la production, les politiques de conservation sur la création de « sanctuaires naturels » et les politiques sociales sur la lutte contre la pauvreté. « C'est comme si les hommes étaient embarqués dans un TGV lancé à toute vitesse : dans les voitures, chacun est occupé à ses problèmes, la production pour les uns, la famine pour les autres, la guerre pour les troisièmes, les plaisirs pour les quatrièmes... mais personne ne se préoccupe de savoir s'il y a un conducteur et si le train ne va pas dans un mur. Dans l'immense flux d'informations et de sensations qui atteignent chacun, comment se repérer, comment distinguer des orientations, où discerner des tendances, comment s'arrêter tout simplement pour prendre le temps de la réflexion ? » (Hulot, Barbault et Bourg, 1999, p.116).

¹ « Trust in rational symbolic systems (such as money) and expert systems allows for social institutions to exist on a global scale, deterritorialized or disembedded from geographical location » (Westley, 2002, p.109).

C'est dans l'optique de réintégrer ces différentes questions et de mieux pouvoir faire face aux risques globaux que les concepts d'écodéveloppement (Sachs, 1980) puis de développement durable ont émergé au cours des années 70. La première organisation internationale à faire explicitement référence au développement durable est l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) dans son rapport sur la *Stratégie Mondiale de la Conservation* publié en 1980. Ce rapport se fixait comme objectif de « contribuer à l'avènement du développement durable, fondé sur la conservation des ressources vivantes ». Il soulignait qu'un développement durable nécessite avant tout la conservation des écosystèmes qui supportent ce développement.

La définition courante du développement durable est cependant beaucoup plus vague : « Le développement durable est un développement qui répond aux besoins des générations présentes sans compromettre la capacité des générations futures de répondre aux leurs » (Brundtland, 1987). Cette définition s'est largement inspirée de la déclaration de Cocoyoc (Mexique) qui avait eu lieu quinze ans plus tôt (1974) et qui définissait l'objectif du développement de la manière suivante : “*The goal is not to catch up but to ensure the quality of life for all with a productive base compatible with the needs of future generations.*”

Le concept a bénéficié d'un fort engouement à partir du début des années 90 et de la Conférence de Rio en 2002, au point qu'il est aujourd'hui difficile de parler de développement sans lui adjoindre l'adjectif « durable ». Ce succès est en partie lié à la définition du rapport Brundtland qui permet une grande diversité d'interprétations, en particulier de l'adjectif « durable ». En fait, comme pour beaucoup d'autres concepts onusiens, le caractère « mou » de cette définition représente sa force mais aussi sa faiblesse. Il est consensuel mais finalement peu opérationnel. Edwyn Zaccai, dans son livre sur le développement durable (2002, p.332), parle ainsi d'une « illusion motrice » puisque « la notion est considérée comme un moteur d'interrogations et de mises en relation, et non comme un catalogue de réponses ».

L'engouement dont bénéficie le développement durable a cependant aussi pour origine une prise de conscience générale de l'opinion publique des risques globaux que subit la planète si l'on veut bien croire les sondages². C'est pourquoi les hommes politiques commencent à avoir des discours tranchés sur cette question, y compris à la tête des Etats. Pourtant, les risques continuent de s'accroître et les réponses sociales pour y faire face apparaissent encore bien

² Voir à ce sujet, le numéro spécial – n° 607 – de la revue *Courrier international* du 20 juin 2002 concernant les risques naturels que connaît la planète.

maigres faces aux conséquences potentielles. Il semble donc qu'il n'y ait pas véritablement de liens entre les opinions, les discours et l'action.

Il y a plusieurs manières d'expliquer ce manque de réaction. Tout d'abord, l'absence de précédent à l'échelle de l'espèce humaine, fait qu'il est délicat de se représenter les conséquences des changements globaux. 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. Ensuite, les populations qui sont à l'origine des changements globaux – les occidentaux principalement – sont celles qui sont aussi le plus à l'abri des risques (Weber, 2002). L'aversion aux risques qu'avaient les générations antérieures a disparu et les pratiques de précaution avec. Enfin, il est difficile de lier les dynamiques micro et macro entre elles, ce qui permet d'éluder le problème des changements de comportement ou d'en minimiser l'impact. Cette difficulté est d'autant plus grande que les conséquences des changements globaux apparaissent comme étant uniquement de nature « collective ». Les liens entre les pratiques individuelles et les effets sur les ressources naturelles renouvelables, puis la rétroaction sur le bien-être individuel, s'avèrent ainsi compliqués à appréhender. Ceci explique pourquoi les entreprises, les organisations internationales, les chefs d'Etat mais aussi les citoyens, en plus d'être myopes, semblent faire preuve d'une certaine schizophrénie lorsqu'on compare leurs opinions et leurs comportements. A titre d'exemple, la Banque Mondiale finance d'un côté des politiques de conservation de la nature dans les Pays En Développement (PED) à travers le Fond pour l'Environnement Mondial (FEM) et pratique, de l'autre, une politique d'incitation au développement de cultures d'exportation, inadaptées aux écosystèmes tropicaux, pour faire entrer des devises dans ces pays et rembourser la dette. Ce type d'incohérence existe à toutes les échelles de décision. Elle conduit à une passivité générale et, lorsque des crises apparaissent, à l'adoption de comportements réactifs peu efficaces.

Il semble donc que la question cruciale aujourd'hui n'est pas de savoir si notre futur est durable mais comment le rendre durable (Yorque et al., 2002). Ce qui manque en effet, ce n'est pas l'information sur les risques que subissent la planète et les hommes qui la peuplent – qui est aujourd'hui plutôt surabondante – mais des informations *intégrées, contextuelles et parlantes* sur les *interactions* qui existent entre les activités humaines, leur impact sur l'évolution des ressources naturelles renouvelables et les conséquences potentielles sur le

bien-être. Ces informations doivent par ailleurs être articulées avec des décisions décentralisées, de manière à faciliter les arbitrages entre différents choix individuels et collectifs possibles mais aussi, à insister sur les responsabilités que ces choix impliquent. Elles doivent également intégrer l'incertitude de manière à tenir compte des controverses en présentant par exemple les « pires » et les « meilleurs » scénarii. Sous ces conditions, il sera possible de passer d'une logique de décision réactive à une logique pro-active (Millenium Ecosystem Assessment, 2005).

Depuis de nombreuses années, les organisations de développement et de conservation en appellent à la mise en place d'outils qui contribuent à anticiper les évolutions à venir, en vue de pouvoir adopter des mesures pro-actives. Ces outils doivent permettre de mieux décrire, comprendre et gérer les interactions entre les questions sociales, écologiques et économiques³. Pour répondre à cette demande, de nombreuses organisations telles que l'Organisation de Coopération et de Développement Economique (OCDE), la Commission pour le Développement Durable (CDD) ou l'Agence Européenne de l'Environnement (AEE) se sont lancées dans le développement d'*indicateurs* ayant pour objectif de prendre en compte ces interactions.

Selon Alain Desrosières (2003a, p.11), 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 ». Or, face à un concept polymorphe, complexe et controversé comme celui du développement durable, le recours à des indicateurs approximatifs qui offrent l'opportunité d'argumenter sur cette question est une aubaine. En effet, l'indicateur respecte les espaces d'incertitude que la mesure n'admet pas.

Si l'on reprend les définitions de Zaccai et Desrosières, un indicateur de développement durable peut donc être considéré comme la « fiction utile » d'une « illusion motrice ». Nous voilà donc dans un haut degré d'abstractions utiles. Pour rendre cela moins abstrait, il est possible de s'intéresser au fond : les interactions.

La question des interactions société-nature en économie est à mettre en parallèle avec les trois définitions qu'il est possible de retenir pour cette discipline.

³ Ainsi, comme le souligne l'Agenda 21, « les méthodes d'évaluation des interactions entre les divers paramètres de l'environnement, de la démographie, de la société et du développement ne sont pas suffisamment développées et appliquées » (Commission on Sustainable Development, 1992, 40.4).

L'économie politique questionne la production, la circulation et la répartition de richesses dans une région, dans une nation, dans le monde. Elle envisage les interactions entre les sociétés et la nature à partir des ressources qui permettent de produire de la richesse. Les interactions entre les individus se limitent ensuite à des critères de répartition et de circulation des ressources et des richesses.

L'économie marginaliste s'intéresse aux comportements optimisateurs des agents – entreprises et ménages – et à l'allocation optimale des ressources qui sont à la disposition de ces derniers. Elle ne tient pas compte des interactions avec la nature puisque cette dernière ne correspond pas aux entités que ce courant utilise pour décrire le monde. En effet, la majeure partie de la nature – et de la biodiversité – ne se laisse pas enfermer dans les catégories de « bien », de « service » ou de « capital » malgré les efforts réalisés par les économistes pour y parvenir (Dasgupta, 2001 ; Heal, 1998). Or ces catégories sont celles utilisées par l'économie néoclassique pour penser les interactions que l'homme entretient avec son environnement naturel et social. C'est pour cela que le courant néoclassique utilise la notion d'externalité lorsqu'il s'intéresse à l'« environnement ». Les externalités sont les effets négatifs ou positifs sur les fonctions d'utilité des agents, liés aux interactions indirectes existant entre ces derniers, et qui ne sont pas pris en compte par le marché. Il n'y a cependant dans cette notion aucune référence aux interactions homme-nature. La nature n'est ici qu'un médium entre les hommes.

La socio-économie – dans laquelle nous inscrivons les institutionnalistes, les conventionnalistes ou les régulationnistes – s'intéresse aux dimensions matérielles des interactions sociales, aux coûts de transaction qui existent entre les agents et aux moyens de médiation qui permettent aux hommes de se coordonner. Les relations entre l'homme et la nature ne sont toujours pas traitées de manière directe puisque l'environnement est simplement un objet à partir duquel les individus interagissent.

Ce sont sur ces bases que les économistes vont proposer des pistes pour traiter la question des indicateurs de développement durable.

En ce qui concerne l'économie politique, la question des indicateurs de développement durable est celle des meilleurs indicateurs à utiliser pour traiter des questions relatives à la richesse, qui peut être entendue dans un sens large (Gadrey et Jany-Catrice, 2005). Il s'agit de l'approche dominante aujourd'hui. Elle donne lieu à de nombreux débats publics et scientifiques qui ont pour buts de redéfinir le concept de richesse et de dépasser les limites du principal indicateur de richesse actuel : le Produit Intérieur Brut (PIB).

L'économie marginaliste envisage la question des indicateurs de développement durable à partir des « signaux prix » qui vont pouvoir être intégrés dans les fonctions de production des entreprises et de préférence des ménages, en vue d'internaliser les externalités négatives qui rendent le développement non durable. Les débats dans ce domaine sont principalement de nature technique et concernent le milieu des économistes. Ils ont pour objets les hypothèses comportementales sur la rationalité limitée et l'information imparfaite mais aussi les taux d'actualisation.

La socio-économie s'intéresse aux indicateurs de développement durable à partir des signaux utilisés par les individus pour coordonner leurs actions décentralisées. Ces signaux peuvent être de plusieurs natures : prix, contrats, conventions ou institutions. Les débats sur les indicateurs dans ce domaine concernent les objets sociaux qui offrent les meilleurs outils de coordination.

Ces trois visions alternatives de la problématique des indicateurs de développement durable sont complémentaires. En effet, les indicateurs doivent permettre d'évaluer une situation sociale de manière à offrir des repères historiques, de prendre des décisions individuelles, d'interagir et de s'organiser collectivement pour faire des choix collectifs.

A l'heure actuelle, les travaux sur les indicateurs de développement durable sont largement – voire totalement – dominés par la question de la mesure de la richesse à l'échelle macro-économique, y compris lorsque cette question est traitée par des biologistes ou d'autres spécialistes de l'environnement. Ces indicateurs doivent renseigner sur le degré de durabilité du développement en vue de réaliser une politique planifiée qui va permettre de corriger la trajectoire.

La question des indicateurs en tant qu'outil de coordination et de concertation, est aujourd'hui relativement sous-traitée dans le domaine des interactions société-nature. Il s'agit pourtant d'une propriété très importante des indicateurs lorsque ces derniers concernent des ressources collectives comme le sont la plupart des ressources naturelles renouvelables. En effet, c'est en partant des capacités dont disposent les indicateurs à fournir des outils de médiation, qu'il est possible d'identifier ceux qui vont permettre de faire converger des préférences et des opinions hétérogènes, en vue de construire les compromis nécessaires à la réalisation de choix collectifs. Notre travail de thèse s'est focalisé sur cette fonction des indicateurs de développement durable.

Afin de traiter cette question, nous sommes partis d'un élément concret : la conservation de la biodiversité et des ressources naturelles renouvelables qu'elle fournit à l'homme. En effet, il

peut exister des controverses sur le concept de biodiversité mais les notions de « diversité » et de « vivant » sont moins équivoques que celles de « développement » et de « durabilité ». En partant de la conservation de la biodiversité pour penser le développement durable, on retrouve par ailleurs la définition originelle de ce concept proposée par l'UICN en 1980.

Il est cependant important de clarifier dès à présent les différentes perspectives qu'il est envisageable d'adopter pour s'intéresser aux relations existant entre la question du développement et celle de la conservation de la biodiversité (Adams et al., 2004) :

- Le développement est une question à part qui nécessite finalement de se concentrer sur les pressions que ce dernier fait subir à la biodiversité.
- Le développement représente une contrainte de réalisme pour les politiques de conservation qui doivent fournir aux populations dépendant de la biodiversité des ressources alternatives pour qu'elles acceptent de ne plus utiliser cette dernière.
- Le développement est une contrainte morale qui implique que les coûts et les bénéfices liés à la conservation soient équitablement répartis.
- Le développement est la question première qui oblige à traiter celle de la conservation à partir des usages durables de la biodiversité.

Nous prenons le parti de considérer qu'il est contre-productif et moralement discutable de se contenter d'une approche centrée sur la conservation de la biodiversité, en considérant l'homme comme une espèce invasive et prédatrice. L'objectif du développement durable est de réconcilier les objectifs de développement et les objectifs de conservation, en recherchant les synergies entre ces questions. Par ailleurs, pour une simple question d'échelle, la conservation doit avant tout être pensée à partir des usages durables de la biodiversité.

Nous sommes donc partis, au cours de cette thèse, à la recherche d'indicateurs qui permettent :

- De décrire de manière intégrée et dynamique les interactions qui existent entre l'état de la biodiversité, les activités humaines et le niveau de bien-être des populations.
- D'articuler ces descriptions avec les représentations concernant la biodiversité et les processus de décision décentralisé en vue de permettre l'émergence de comportements adaptatifs à propos des usages de la biodiversité.

Pour présenter nos résultats, nous avons organisé notre thèse en deux parties.

La première partie se fixe deux objectifs :

- Faire une description des principaux indicateurs permettant d'appréhender les interactions entre les dynamiques de la biodiversité et les dynamiques socio-économiques, en décrivant leurs avantages et inconvénients (chapitre 1).
- Souligner l'intérêt de l'approche en termes de co-gestion adaptative et de démocratie technique fondée sur des processus d'apprentissage collectif impliquant la mise en place de méthodes participatives originales, la mobilisation des savoirs dispersés et la réduction des coûts de transaction (chapitre 2).

La seconde partie a trois objectifs :

- Identifier les propriétés que doivent respecter les systèmes d'information pour représenter des instruments d'apprentissage collectif efficaces et identifier des outils méthodologiques et techniques qui répondent à ces propriétés (chapitre 3).
- Tester la pertinence d'un processus de démocratie technique fondé sur la co-construction d'un modèle multi-agents pour la Réserve de Biosphère de la Mer d'Iroise en Bretagne (chapitre 4).
- Tester la pertinence d'un processus de démocratie technique fondé sur la co-construction d'indicateurs d'interactions dans six réserves de biosphère d'Afrique de l'Ouest (chapitre 5).

PARTIE 1 : QUELS INDICATEURS POUR LA GESTION DE LA BIODIVERSITE ?

L'objectif de la première partie est double. Faire un bilan des indicateurs de biodiversité et d'interactions société-nature bénéficiant d'une certaine notoriété (chapitre 1). S'intéresser à la question de la co-gestion adaptative de la biodiversité en partant d'une théorie de la décision « évolutionniste » et des principes de la démocratie technique (chapitre 2). L'objectif est de mettre en perspective les indicateurs existants au regard des enjeux liés à la co-gestion adaptative de la biodiversité.

Chapitre 1 : Indicateurs de biodiversité et indicateurs d'interactions

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. C'est pourquoi de nombreux indicateurs ont été développés par de multiples organisations – agences nationales et internationales, associations environnementales, groupements professionnels... Parmi ces indicateurs, les indicateurs d'interactions ont une fonction spécifique qui est de comprendre les interdépendances existant entre les dynamiques de développement et d'érosion de la biodiversité.

La première section de ce chapitre nous permet de faire un petit état des lieux à propos des indicateurs de biodiversité tels qu'ils sont envisagés usuellement, en nous intéressant particulièrement aux conditions institutionnelles qui les ont faits 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.

Section 1 : Les indicateurs de biodiversité

a- 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 obtenu une grande notoriété à partir de 1992, date de la Conférence de Rio et de la ratification de la Convention sur la Diversité Biologique⁴ (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

⁴ Voir : <http://www.biodiv.org/doc/legal/cbd-un-fr.pdf>

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 souligne 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'interactions⁵ au sein de chaque niveau fonctionnel, entre les échelles fonctionnelles mais aussi avec les sociétés humaines. En premier lieu car les hommes font peser des menaces sur cette dernière à travers⁶ :

- La destruction ou la dégradation des écosystèmes (déforestation, pollution des sols et des eaux, fragmentation des habitats, prélèvement non durable de l'eau issue des nappes phréatiques...).
- L'exploitation non durable de la biodiversité (chasse, braconnage, pêche, exploitation forestière intensive, tourisme, cueillette...).
- Les invasions d'espèces allochtones (tels que certaines algues ou espèces cultivées envahissantes⁷...).
- Le réchauffement climatique qui perturbe les cycles biogéochimiques.

Ces différentes forces interagissent entre elles (Teyssèdre, 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...

⁵ 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.

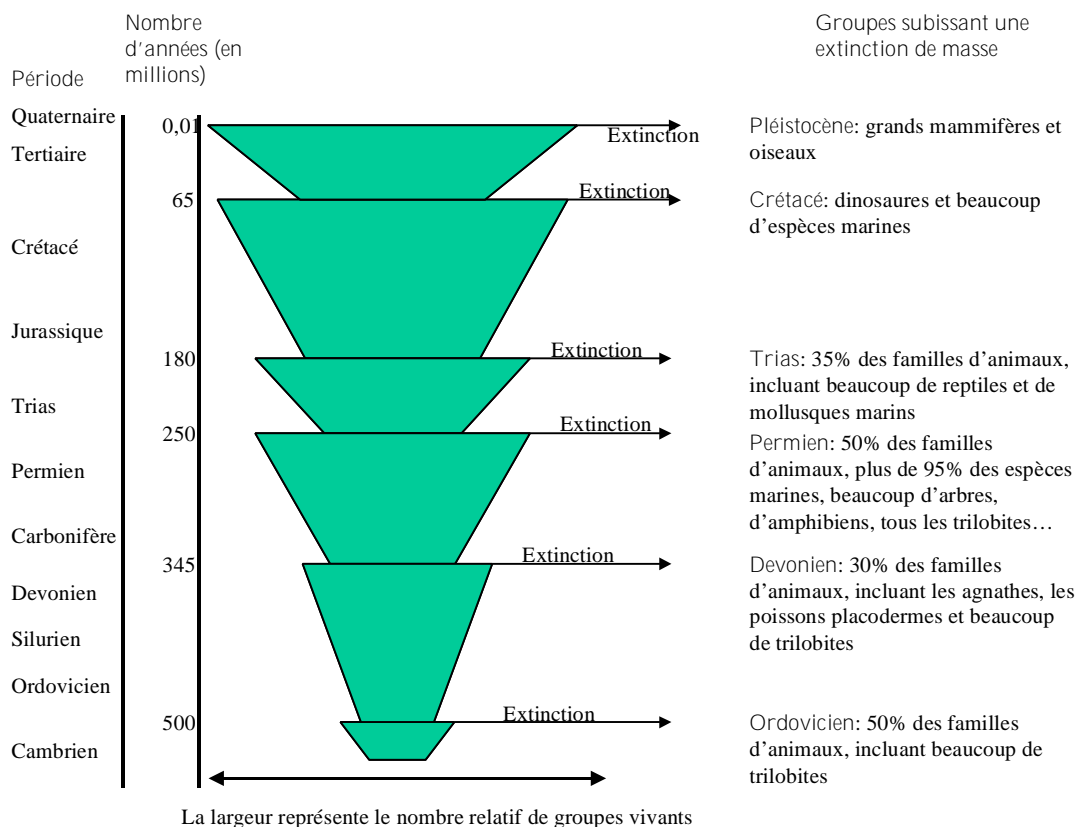
⁶ Au-delà des menaces que l'homme fait subir à la biodiversité, les interactions entre l'homme et la biosphère peuvent être analysées à partir des services écosystémiques que la biodiversité fournit à l'homme ou des réponses sociales qui sont adoptées pour contrebalancer ces dynamiques. Nous aborderons ces points par la suite.

⁷ 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 (Teyssèdre, 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.

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 Millenium Ecosystem Assessment (MEA ; 2005) : l'intensification agricole et le changement climatique. Or, ces deux phénomènes sont déjà les principales sources d'érosion de la biodiversité aujourd'hui.

Le principal risque étudié par les biologistes, lié à ces changements, 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* (Teyssède, 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. 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 » (Teyssède, 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'extinction dont la dernière est liée à l'apparition d'Homo sapiens et à son extraordinaire expansion.

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



Source : Barbault, 2000, p.43

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.

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 dans une période d'extinction massive. Ceci explique pourquoi des objectifs de conservation ont été adoptés depuis une quinzaine d'années à différentes échelles.

b- Petit historique institutionnel des indicateurs de biodiversité

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 ralentir⁸ (<http://www.biodiv.org>). Nous souhaitons revenir sur les moments clés qui ont permis d'en arriver à ces objectifs.

La première date importante est évidemment celle de la Conférence de Rio au cours de laquelle la CDB 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).

⁸ 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.

Tableau 1 : Indicateurs adoptés par la CBD 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 RLI)
	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>

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'Ecologie 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.

Les objectifs fixés lors de la Conférence de Johannesburg, les options prises par la CDB et les initiatives menées par la Commission, 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'Environnement⁹. 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 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 ou l'eau.

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

⁹ 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.

surprenante, quelques années plus tard, le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (MEDD) déclare qu'il ne peut compter que sur 1 ou 2 indicateurs de biodiversité pour réaliser des suivis¹⁰ de la biodiversité en France. Cette différence s'explique par une question d'échelle. Les indicateurs identifiés par ces agences 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 inexistantes. 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).

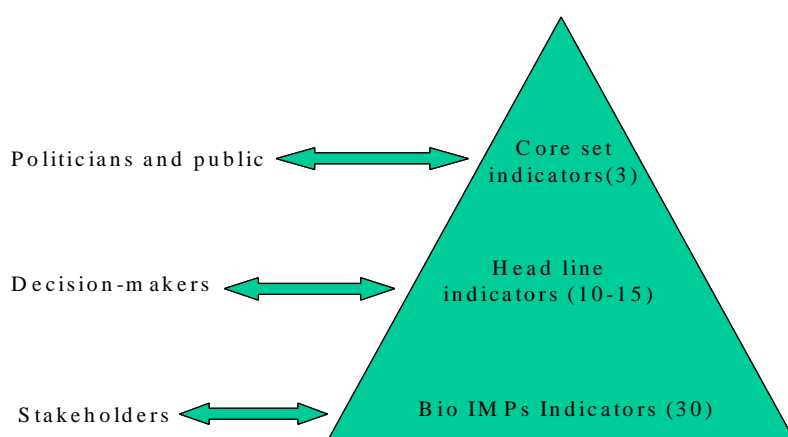
Un problème récurrent par rapport à la production des indicateurs de biodiversité – et des indicateurs de développement durable de manière générale – est le manque de cohérence entre les programmes qui cohabitent à différents niveaux (local, régional, national, européen, pan-européen et international). Dans ce contexte, il est possible d'imaginer plusieurs scénarii concernant l'évolution de la situation institutionnelle de production des indicateurs (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.

¹⁰ 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.

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 et des programmes, qu'un travail d'harmonisation a été lancé à partir de l'échelle européenne. Ce travail est réalisé à partir d'un processus intitulé IEBI – *Implementing European Biodiversity Indicators 2010* – puis SEBI – *Streamlining European 2010 Biodiversity Indicators*. L'objectif de ce programme est d'arriver à une « rationalisation » ex-post des indicateurs de biodiversité en se concentrant sur 15 indicateurs clés (« Headline indicators ») validés par le Conseil Européen en juin 2004 (CTEBD, 2006) et qui sont assez proches de ceux utilisés par la CDB.

L'ensemble des indicateurs doit être fourni à la DG Environnement fin 2006 et 4 des 15 indicateurs sont déjà disponibles sur le site du Centre d'Echanges de la Commission¹¹. Il s'agit des oiseaux communs européens, des papillons communs, de la liste rouge de l'UICN, et du nombre d'espèces invasives. Ces « headline indicators » sont articulés avec trois « core indicators » – indicateurs de diversité spécifique, quantité d'espèces menacées par rapport à la quantité d'espèces protégées et superficie d'aires protégées – et des « Bio IMPs Indicators » qui doivent permettre de fournir des informations pour les plans d'action concernant la pêche, l'agriculture, les ressources naturelles renouvelables et le développement économique mais qui sont encore peu développés (figure 2).

Figure 2 : Hiérarchisation des indicateurs de biodiversité.



Source : Agence Européenne de l'Environnement

¹¹ Voir : <http://biodiversity-chm.eea.eu.int/stories/story722585>

c- Les indicateurs de biodiversité : 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. Elle implique par ailleurs une prise en compte des interactions entre ces différents niveaux organisationnels.

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. Cette variabilité génétique est directement 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 biogéochimiques, 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.

L'avantage de l'indicateur est qu'il offre un moyen détourné pour évaluer un phénomène qu'il est trop coûteux de chercher à mesurer directement. Il admet les espaces d'incertitude que la mesure ne tolère pas et représente ainsi un instrument intéressant pour traiter la question controversée et complexe de l'évaluation de la biodiversité.

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 ou à l'échelle de 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).

Tout d'abord, car seule une minorité d'espèces a été jusqu'à présent décrite – peut-être 10 % (Barbault, 2000). Au total, 1,7 millions d'espèces ont été décrites dont 1,3 millions 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 » (Teyssèdre, 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.

Par ailleurs, les taxons qui composent la 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 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 » (Teyssèdre, 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, 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 la disparition d'espèces spécialistes et l'apparition d'espèces généralistes est positif (Devictor et al., soumis). 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 (Teyssèdre, 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

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.

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 ingénieur 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 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 cependant 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. En effet, l'évolution des espèces indicatrices pourra toujours être liée à des effets stochastiques 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 épidémie. 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, l'évolution de leurs populations ne pas vouloir dire la même chose, etc.

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 – future 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 (Teyssèdre, 2004). Cependant, même si cet indicateur est relativement riche d'un point de vue

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.

informationnel, il pose un problème car il ne correspond pas aux représentations que la grande majorité des acteurs vont se faire de la biodiversité.

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, ces unités de référence vont être le nombre d’espèces et l’abondance au sein de chaque espèce. Ceci peut permettre notamment de calculer la diversité spécifique qui peut être approchée à partir des indices de Shannon ou de Simpson¹⁴ (Krebs, 2001).

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 stochastiques.

Les indicateurs composites sont confrontés à deux questions scientifiques récurrentes (Couvét et al., 2006) : 1) le mode de regroupement des populations ou des espèces et les critères d’évaluation de ces groupes ; 2) les modalités de pondération de l’importance des espèces ou des groupes.

En ce qui concerne les regroupements taxonomiques, ils peuvent être opérés selon différents objectifs de représentativité concernant : la systématique (familles), les fonctions assurées au sein d’un écosystème (insectivores), les services rendus à l’homme (pollinisateurs), le mode d’utilisation par l’homme (espèces chassées), les habitats spécifiques auxquels les espèces sont inféodées (espèces agricoles)...

Ces modes de regroupement doivent être guidés par un objectif d’intégration fort qui nécessite de développer des indicateurs permettant d’approximer (Balmford et al., 2005) :

- 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.

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

5- L'efficacité 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 – espèces et individus par exemple. 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 (Couvét et al., 2006 ; Buckland et al. 2005).

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), qui est composé d'un ensemble de données concernant l'abondance des vertébrés du monde entier (Loh et al., 2005). 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). 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 certainement 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

est 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 « conservationniste ». 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 (exemple de l'éléphant d'Afrique). 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., 2006).

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. C'est pourquoi, les indicateurs composites focalisés sur les espèces rares ne les intéressent pas. En effet, celles-ci ne sont pas représentatives de la dynamique de la biodiversité en France et ne permettent donc pas d'avoir un discours sur sa conservation.

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. A ce titre, les indicateurs de biodiversité utilisés seront plutôt des indicateurs composites d'espèces rares.

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).

d- Les indicateurs fondés sur des regroupements taxonomiques : 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 et oranges de l'Union Internationale sur la Conservation de la Nature. La première liste permet de suivre l'évolution du nombre d'espèces « en danger », « vulnérables » ou « menacées » (« rares » jusqu'en 2001). La seconde permet de suivre les espèces « en déclin », « localisées » ou « à préciser ». Ce sont les listes rouges qui sont particulièrement utilisées pour qualifier l'état de la biodiversité d'un pays, d'une région ou d'un écosystème¹⁵ (Butchart et al., 2005).

Ces listes 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 des changements de statuts. Ainsi, si une espèce passe du statut de « en danger » à celui de « menacée », 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 dans une situation critique et ont 50 % de chance de survivre au-delà des 10 ans à venir (Heath et Rayment, 2001). 321 espèces d'oiseaux sont en danger, 680 sont vulnérables et 727 sont menacées. Parmi les espèces menacées, 235 le sont dans les pays de l'OCDE. 170 espèces sont menacées par les changements de pratiques agricoles. La France compte pour sa part 37 espèces d'oiseaux menacées, 52 espèces vulnérables et 20 espèces en danger¹⁶.

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).

¹⁵ 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.

¹⁶ <http://www.ifen.fr/dee2003/fauneflore/fauneflore0.htm>

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-de-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 dit. 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 souvent valorisés par les gestionnaires des zones protégées 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.

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 ; ^a ekerciođlu, Daily et Ehrlich, 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, comme nous le verrons dans la troisième section du chapitre 3.

Les populations d'oiseaux communs 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 espèces communes 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 (Couvét et al., 2006).

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 (^a ekerciođlu, Daily et Ehrlich, 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 augmentent¹⁷.

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'intensification 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 sont ainsi devenus des indicateurs d'impact du réchauffement climatique sur la biodiversité en permettant de mesurer 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., 2004). 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

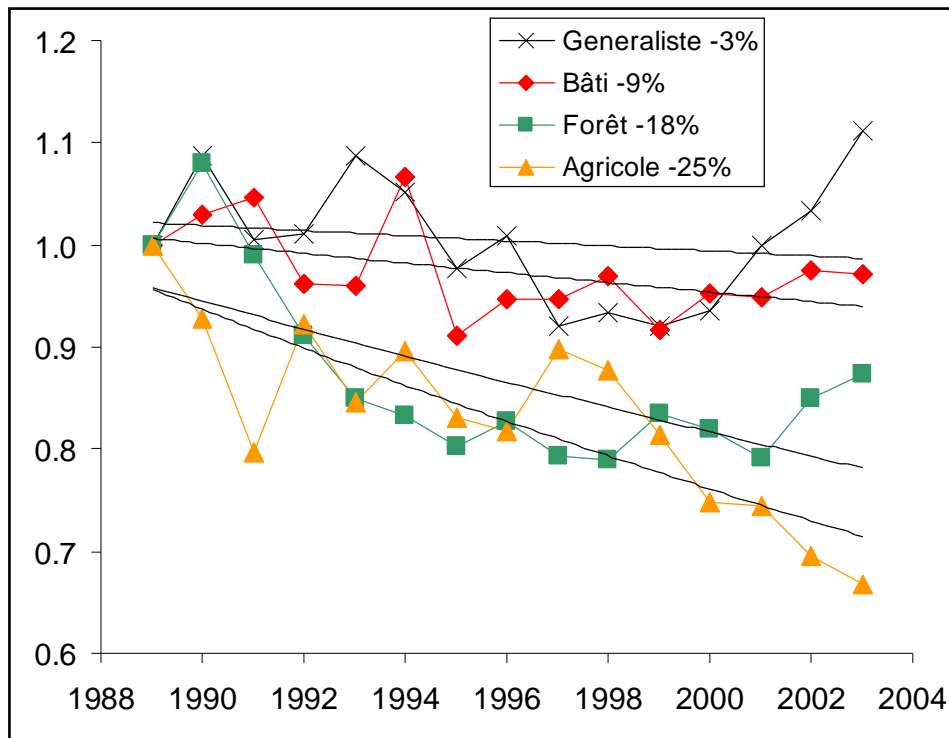
¹⁷ Ces indicateurs sont consultables sur <http://www.mnhn.fr/mnhn/meo/crbpo/>

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 (Couvét et al., 2006). 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 3) 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.

Figure 3: 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'enfrichement 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., soumis). 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 bio-géochimiques et sur les services écosystémiques de manière générale. Les tests statistiques montrent qu'il existe bien une tendance de ce type (Devictor et al., soumis).

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 (Couvét et al., 2006).

Section 2 : Les indicateurs d'interactions société-nature

a- Quelques indicateurs écolo-centrés

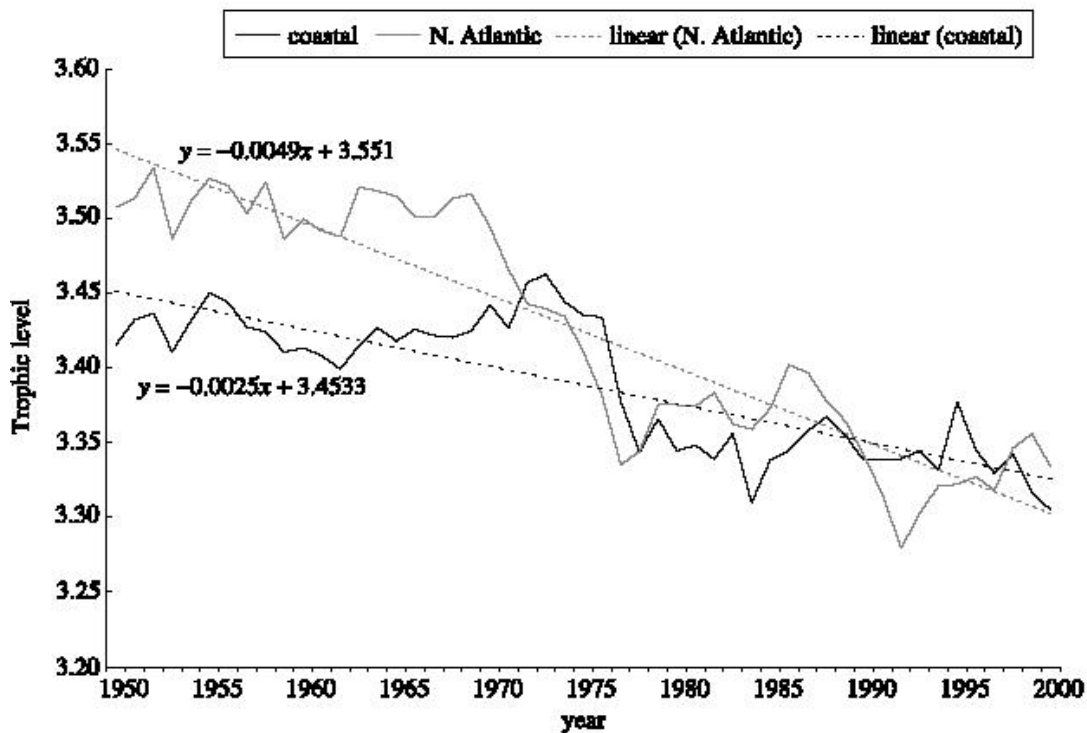
Un domaine de recherche très dynamique autour de la biodiversité est celui de la production d'indicateurs synthétiques. Nous avons déjà décrit l'Indicateur Liste Rouge, l'Indicateur de Spécialisation Communautaire et l'Indicateur Planète Vivante qui ont pour objectif de réaliser des regroupements taxonomiques 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 sont construits selon des modalités très différentes.

L'indicateur trophique marin.

Un premier indicateur synthétique a été construit à partir des prises de pêches par l'Organisation des Nations-Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture (FAO). Il s'agit de l'Indicateur Trophique Marin (ITM) développé en 1998 à partir des données concernant les prises de poissons 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 XX^{ème} siècle (figure 4).



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 (Couvét et al., 2006). Une des sources de légitimité de l’ITM 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 index¹⁸ et pas uniquement en fonction des aires d’exploitation comme le propose l’ITM aujourd’hui.

¹⁸ 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).

L'empreinte écologique.

L'Empreinte Ecologique (EF¹⁹) 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 développé 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 utilisés 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 individu²⁰, une ville, une entreprise ou un pays. Il est possible de calculer six 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.

¹⁹ Nous utilisons l'acronyme anglais (d'Ecological Footprint) pour ne pas le confondre avec l'éco-efficience que nous évoquerons plus loin.

²⁰ 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.

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.

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 PAF 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 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 énergétique sont très discutables (Gadrey et Jany-Catrice, 2005, p.73). Ainsi, l'empreinte énergétique liée aux énergies fossiles correspond à la surface forestière nécessaire à l'absorption du dioxyde de carbone émis par les combustibles fossiles et l'empreinte liée aux 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 de

l'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 s'avère 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 hectares 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.

Un quatrième et dernier problème est que la matrice de conversion n'est pas transparente. L'empreinte écologique est en effet un indicateur qui appartient à une entreprise privée interdisant l'accès à une partie des conventions d'équivalence retenues pour transformer les données économiques en données écologiques.

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 toujours 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'IPV 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 humaines²¹ sur des populations animales et végétales de référence et d'en généraliser l'impact sur

²¹ Protection, usages modérés, activités source d'érosion pour la biodiversité, agriculture, plantations, urbanisation.

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'experts²². 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 (Couvet et al., 2006). Ce problème peut cependant être atténué par le recours à plusieurs experts comme cela est suggéré. Par ailleurs, la transparence du lien entre l'indicateur et l'origine des conventions facilite l'explicitation des valeurs intégrées dans l'outil.

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 l'ensemble 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 ($1,2 * 10^6$ km²), une échelle provinciale ($1,35 * 10^5$ km²) et une échelle administrative locale ($4,6 * 10^4$ km²).

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 absolu 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 en effet l'opportunité de souligner que les pays du nord ont depuis longtemps érodé la plus grande

²² Il est suggéré d'utiliser au minimum trois spécialistes pour chaque groupe taxonomique (plantes, mammifères, oiseaux, reptiles et amphibiens).

part de leurs ressources naturelles renouvelables²³ et que les moyens mis en œuvre pour le suivi et la conservation de la biodiversité sont proportionnels au taux d'érosion absolu²⁴.

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.

b- 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 Economique et Environnementale (SCEE) par l'ONU en 1994 (Vanoli, 2002, p.434). Ils correspondent à des comptes physiques qui enregistrent des stocks

²³ 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.

²⁴ Cela permet notamment de mettre l'accent sur le fait qu'il existe un phénomène d'inertie entre le moment où les dégradations se produisent et le moment où des moyens sont mobilisés pour y faire face. Ce qui pose la question des risques d'irréversibilité.

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 SCN, mais pas d'évaluer monétairement les actifs naturels.

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 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. 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 faut utiliser des modèles qui vont décrire les impacts des activités humaines sur les actifs naturels et 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 standardisé concernant ces interactions sont encore rares. 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). Le PIB vert est aujourd'hui représenté par

l'Indicateur de Bien-Etre Durable (IBED), l'Indicateur de Progrès Véritable (GPI²⁵) et l'Epargne 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 Environnemental de l'Université de Sussex* (Cobb et Cobb, 1994). Il se calcule de la manière suivante (Gadrey et Jany-Catrice, 2005, p.62-64) : $IBED = \text{consommation marchande des ménages} + \text{services du travail domestique} + \text{dépenses publiques non-défensives} - \text{dépenses privées défensives} - \text{coût des dégradations de l'environnement} - \text{dépréciation du capital naturel} + \text{formation du capital productif}$.

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. Il peut s'agir, par exemple, du supplément d'essence nécessaire à payer pour atteindre un écosystème non dégradé. 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.

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-fluoro-carbones. 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.

²⁵ Nous utilisons son acronyme anglais pour ne pas le confondre avec l'Indicateur Planète Vivante que nous avons évoqué plus haut.

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. 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). Elle a pour objectif d'évaluer l'évolution des capitaux humain, physique et naturel utiles à la société²⁶ (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) : $EV = \text{Formation Brute de Capital Fixe (FBCF)} + \text{dépense d'éducation} + \text{dépense de santé} - \text{dette extérieure} - \text{dépréciation du capital physique} - \text{épuisement des ressources énergétiques} - \text{épuisement des ressources minérales} - \text{épuisement des forêts} - \text{dommages liés aux émissions de CO}_2$.

²⁶ 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).

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.

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 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 car, 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 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 est 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 – est 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 critiquable 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. 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 parler²⁷, 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 cependant 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 les 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.

c- Les services écosystémiques

« Si la sauvegarde de la biodiversité a pour seul but la sauvegarde de l'espèce humaine, il est possible d'imaginer un monde dont le fonctionnement dépendrait seulement de l'homme, de micro-organismes et d'invertébrés » (Aubertin et Vivien, 1998, p.29). Dix ans après, cette affirmation apparaît très discutable comme l'ont montré les travaux récents sur la complexité des interdépendances entre le fonctionnement des écosystèmes, la production de services écologiques et le bien-être humain (Daily, 1997 ; Gunderson et Holling, 2002 ; MEA, 2005).

Pour illustrer cette complexité, 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

²⁷ 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.

conclut qu'il faudrait entre 100 et 10 000 espèces nécessaires au support de la vie humaine sur la Lune. Mais le problème vient 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 objectif²⁸, 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 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. Or, ces problématiques sont encore peu traitées comme le souligne le MEA (2005).

Il existe pourtant des précédents marquants comme 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 coeur 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

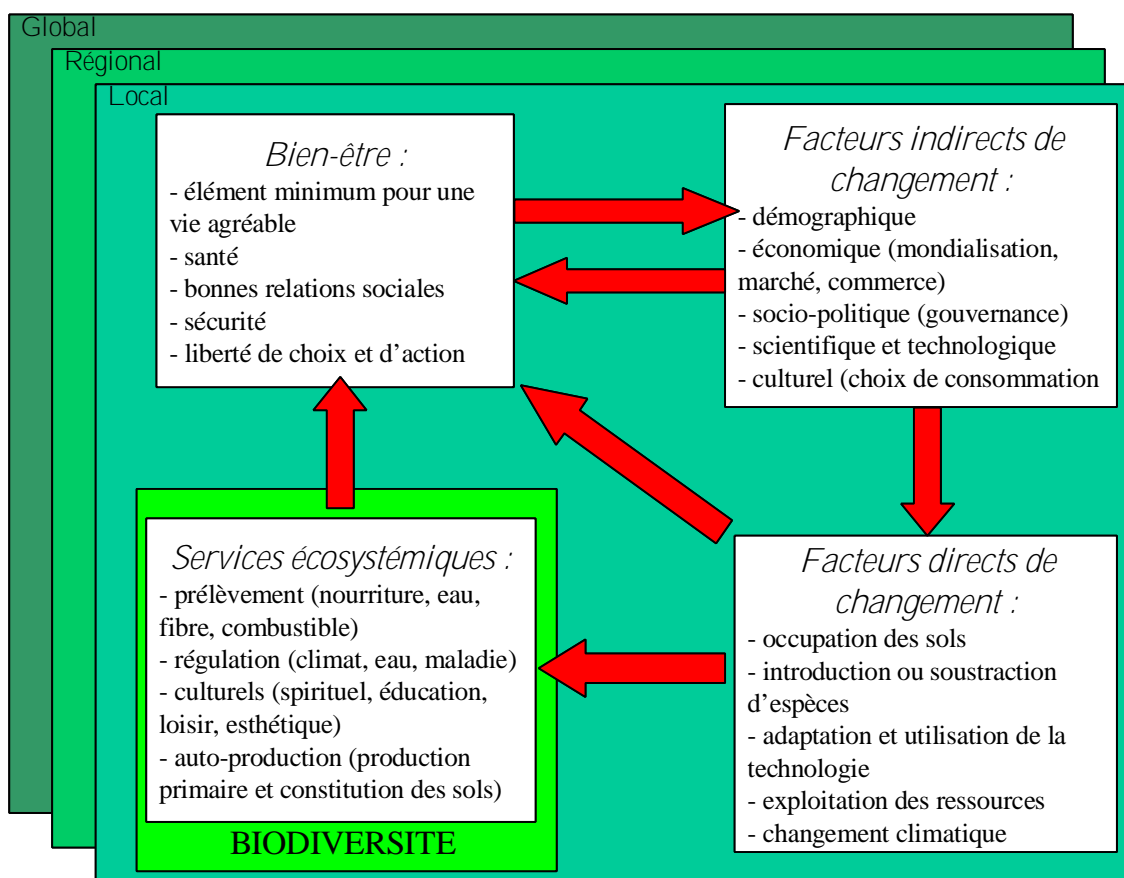
²⁸ Biosphère 2 est une serre géante construite à la fin des années 80 dont l'objectif est de reproduire une biosphère miniature dans laquelle les principaux types d'écosystèmes sont présents : une forêt humide tropicale, un océan, un désert, une zone semi-désertique, des marais et une savane. Biosphère 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 enfermée 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 carbonat 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.

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 $\frac{3}{4}$ 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 humain, 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 souffre 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.

C'est pour mieux comprendre ces interdépendances que le Millenium 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 5). 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.

Figure 5 : Liens entre biodiversité, services écologiques, facteurs de changement et bien-être.



Source : MEA, 2005, p.13-14

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'ensemble 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 inégalitaire²⁹ et accompagnés d'une forte érosion de 15 des 24 services inventoriés par le MEA. 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 dépendants³⁰.

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 scénarii. Ces scénarii 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 humain³¹. Les quatre scénarii 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 scénarii 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

²⁹ 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).

³⁰ 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".

³¹ Ces scénarii 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 scénarii, 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.

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 scénarii ne conduit à une décroissance économique ou même à une situation stationnaire. Par contre, tous les scénarii 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.

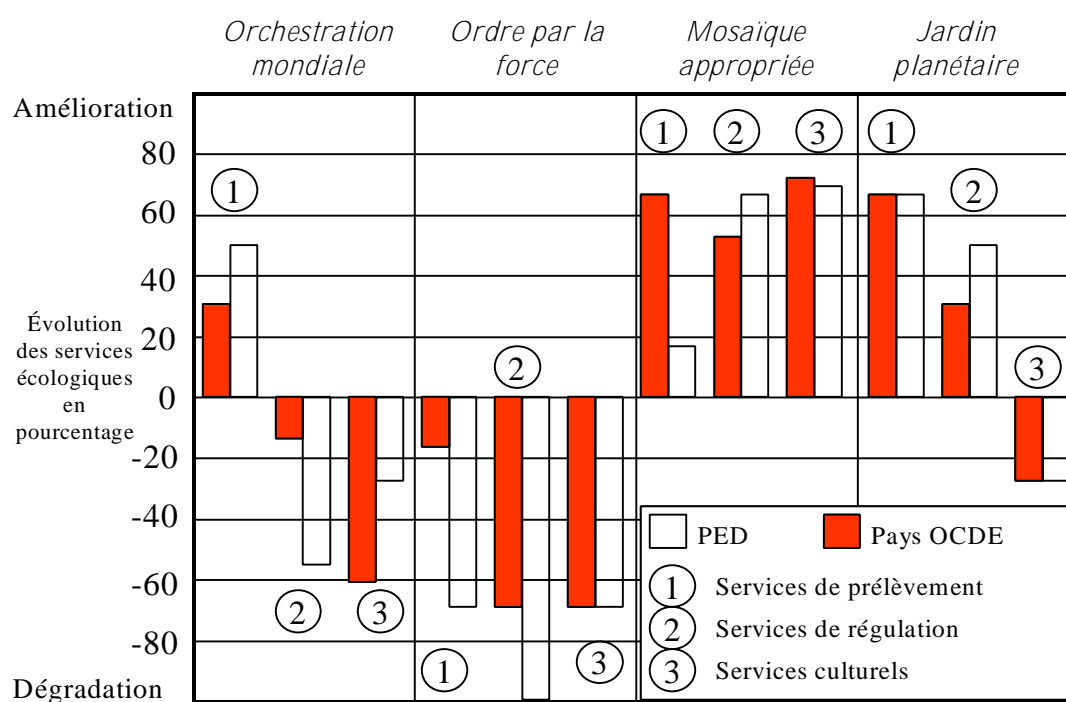
Trois des scénarii – orchestration mondiale, mosaïque appropriée et jardin planétaire – arrivent à la conclusion qu'au moins un des services écosystémiques s'accroît entre 2000 et 2050. Ces trois scénarii impliquent des réponses sociales qui renvoient à des innovations majeures pour la mise en place 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 2) et un modèle véritablement non durable (celui de l'ordre par la force).

Tableau 2 : Evolution des services écologiques selon les différents scénarii.



Source : MEA, 2005, p.139

Malgré un cadre d'analyse véritablement novateur et intégré, le MEA souffre d'un gros problème : l'absence de données quantifiées pour appuyer ses travaux. En effet, une des conclusions de son rapport final est qu'il n'existe pas de données pour évaluer les interactions entre l'état de la biodiversité, la production de services écosystémiques et les niveaux de bien-être humain. Ainsi, la plupart des résultats présentés dans ce rapport ont pour origine des

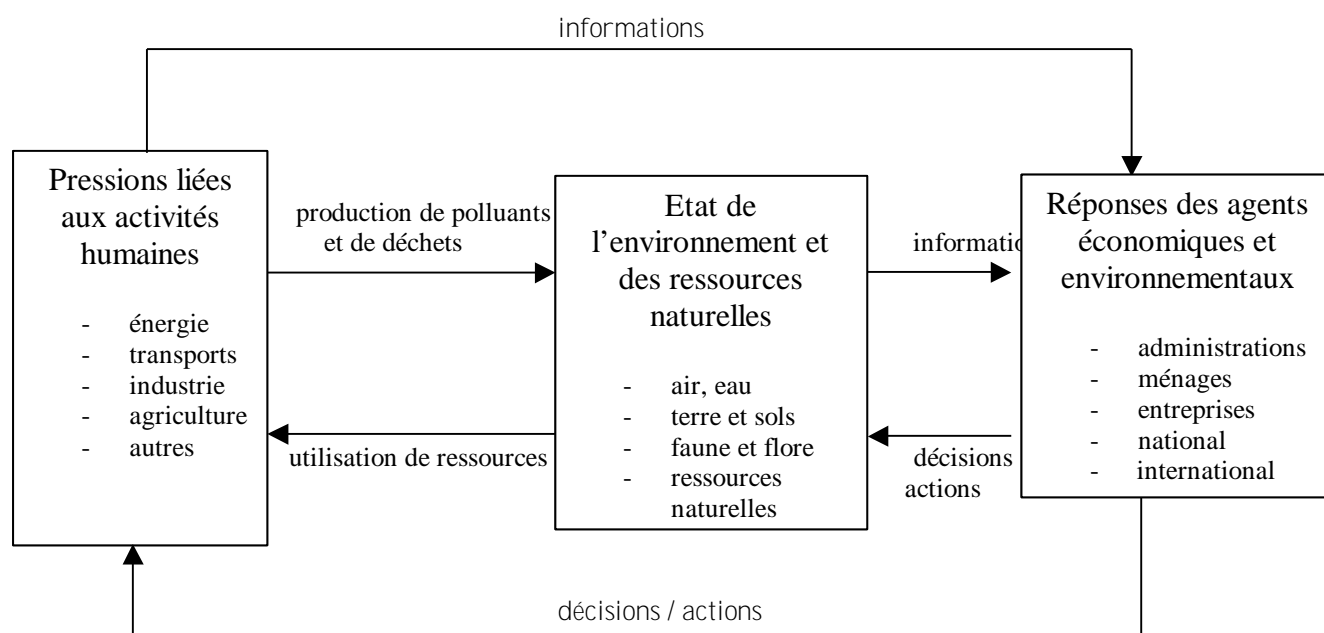
opinions d'experts et non pas des données longitudinales standardisées, ce qui en limite la portée.

d- Les indicateurs de gestion des interactions société-nature

Indicateurs pression-état-réponse.

Les indicateurs Pression-Etat-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 pressions³² (figure 6).

Figure 6 : Indicateurs PER.



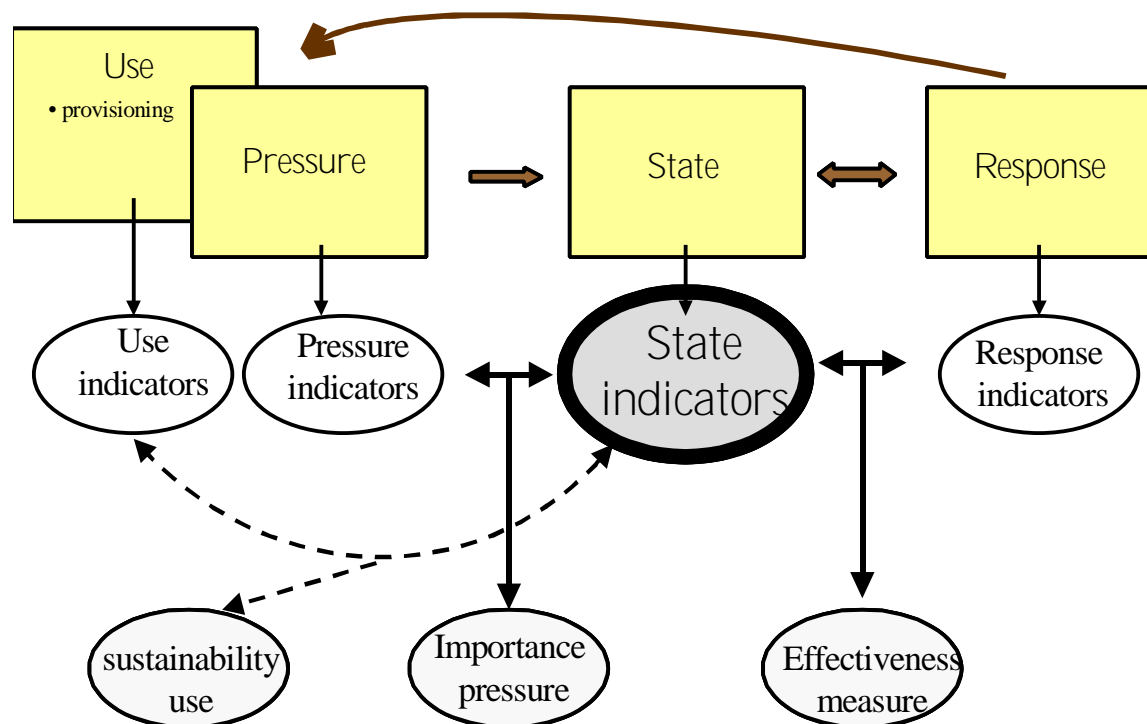
Source : OCDE (2001)

Ces indicateurs ont été créés par l'Organisation de Coopération et de Développement Economique 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

³² "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).

pour le Développement Durable (CSD, 2001) et les indicateurs usage-pression-état-réponse de la Convention sur la Diversité Biologique (UNEP, 2003, figure 7). Ces indicateurs représentent le cadre de référence dominant pour illustrer les interactions société-nature.

Figure 7 : Les indicateurs usage-pression-état-réponse de la Convention sur la Diversité Biologique.



Source : UNEP, 2003, p.34

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 biodiversité³³ et de réduire ainsi la dimension complexe des interactions.

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.

Ce modèle est, par ailleurs, source de plusieurs ambiguïtés (Couvét et al., 2006). La première est que les indicateurs de réponse concernent les mesures que la société peut mettre en œuvre

³³ “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).

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.

Cette 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.

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 (Levrel et al., soumis-b).

En plus de la diversité des états désirables potentiels, il faut que les indicateurs d'interactions permettent de proposer des scénarii alternatifs de manière à prendre en compte l'incertitude et à anticiper les dynamiques futures. Certes, le cadre PER peut permettre de construire des scénarii, mais ces derniers resteront relativement mécaniques et fourniront donc des indicateurs exploratoires assez pauvres.

Un autre problème majeur des indicateurs PER est qu'ils n'offrent pas un véritable outil intégré car ils restent sectoriels et cloisonnés. 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. A ce titre, la dimension pédagogique des indicateurs PER semble s'arrêter aux scientifiques (Levrel et al., 2006b).

Finalement, le cadre PER apparaît comme un tableau de bord permettant à un pilote – ou un gestionnaire rationnel – de diriger un système société-nature grâce à un ensemble d'indicateurs de pression, d'état et de réponse, en vue de maintenir le système dans une situation d' « équilibre ».

Indicateur d'éco-efficience.

Un 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 (Beumais, 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'Eco-Efficience, V la valeur produite et RC les ressources naturelles consommées. Cet indicateur est construit sur deux concepts qui sont 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'augmentation 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).

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 de 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 3).

Tableau 3 : 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

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 exclusion 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.

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 très clairement 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 ont mis en place des indicateurs de résultats (2003) 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, Stolton et Dudley, 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 4). La note finale doit alors être pondérée en fonction du nombre de réponses qui ont été données.

Tableau 4 : 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

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, 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.

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. Ces

populations ne peuvent répondre à des politiques de conservation sur une si petite échelle de temps. Ce point est souvent pas ou mal pris en compte.

Conclusion

Les indicateurs de biodiversité posent deux questions techniques importantes : 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 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 plus spécifiquement 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, peu rigoureuses (Empreinte Ecologique) 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-Etat-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 pressions anthropiques, l'état de la biodiversité et les réponses sociales

permettant de faire face à l'érosion de cette dernière, sans avoir à traiter la question de l'agrégation.

Il est cependant nécessaire de ne pas limiter l'évaluation des indicateurs 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, il s'avère que la question du sens que les indicateurs doivent créer auprès d'utilisateurs potentiels n'est pas véritablement traitée.

Chapitre 2 : La co-gestion adaptative de la biodiversité

Introduction

Les indicateurs sont traditionnellement envisagés comme des outils d'aide à la décision ou comme des outils de communication. Ces dimensions sont pourtant rarement prises en compte lorsque des processus de construction d'indicateurs de biodiversité sont lancés (Failing and Gregory, 2003). Or, il semble qu'une meilleure compréhension des processus de décision est un élément essentiel si l'objectif est de développer des indicateurs qui répondent véritablement à des besoins. Cette question des besoins s'articule avec celle des fonctions que les indicateurs doivent remplir. Pour la plupart des concepteurs d'indicateurs, l'objectif principal est de fournir des outils de planification qui vont permettre de construire des tableaux de bord à partir desquels les gestionnaires vont pouvoir piloter des systèmes société-nature.

Partant de ce constat, l'objectif de ce chapitre est de répondre à deux questions essentielles pour la suite du travail sur les indicateurs de biodiversité : De quelle théorie de la décision parle-t-on ? Est-ce que la fonction première des indicateurs de biodiversité est bien de fournir des outils de planification ?

La première section va nous permettre de traiter la question de la décision.

La seconde section propose de fixer les fonctions des indicateurs à partir d'objectifs de gestion précis.

Section 1 : Processus de décision et processus d'apprentissage collectif

a- Quelle théorie de la décision : vers une théorie évolutionniste de la décision en termes de cycles adaptatifs

La théorie de la décision en économie est liée à l'individualisme méthodologique. L'approche néoclassique, dominante, est focalisée sur une hypothèse d'anticipation rationnelle en situation d'information plus ou moins parfaite (Biencourt et al., 2001). Concrètement, l'individu collecte des informations, les traite et fait un choix qui va lui permettre de

maximiser son intérêt compte tenu de son système de préférence. Il s'agit là d'un monde certain dans lequel toutes les informations sont accessibles et où les capacités de traitement infinies de l'homme lui offrent la possibilité de comparer les utilités dégagées par les choix qui s'offrent à lui. Toute l'information nécessaire à la prise de décision est intégrée dans le signal prix qui offre à l'individu l'unique indicateur dont il a besoin. Dans ce contexte, le signal renvoie directement à une information et l'information à une connaissance (Sapir, 2000). L'agent est capable d'évaluer de manière ex-ante tous les états possibles de l'environnement résultant de choix alternatifs. Il a aussi les capacités de choisir les meilleures options pour faire face à tout changement environnemental, en vue de maintenir son utilité au maximum.

Du point de vue des sciences humaines travaillant sur la perception, les hypothèses comportementales des économistes néoclassiques apparaissent extrêmement fortes et finalement peu réalistes. En effet, toutes les questions de capacité cognitive, d'information et de contexte social sont réduites à des axiomes mathématiques extrêmement simplistes : optimisation d'une fonction-objectif, information plus ou moins parfaite et équilibre général caractérisent en effet ces trois questions, objets de disciplines à part entière.

Cependant, si on ne limite pas l'économie au courant néoclassique, les questions de capacité cognitive et d'information ont grandement évolué dans cette discipline.

En premier lieu grâce à de nombreux travaux sur l'imperfection de l'information et les limites de la rationalité (Guerrien, 1999). Cependant, cette approche pose aussi des problèmes lorsqu'elle doit être mise en application. En effet, le contexte dans lequel l'homme prend ses décisions n'est pas caractérisé par une information imparfaite – c'est-à-dire une situation où les risques sont probabilisables – mais par une incertitude radicale. Cette dernière a deux origines (Kinzig et al., 2003 ; Biencourt et al., 2001 ; North, 1999 ; Keynes, 1936). La première est externe à l'individu : « les agents ne connaissent ni la liste des états de la nature susceptibles de se réaliser, ni celle des actions qu'ils peuvent entreprendre et de leurs résultats possibles » (Biencourt et al., 2001, p.197). La seconde est interne : les agents sont incapables de faire des choix optimaux car ils ne disposent pas des capacités de traitement nécessaires à la réalisation de tels choix. Ainsi, même si l'homme pouvait avoir accès à toutes les informations nécessaires à la réalisation d'un choix optimal, il devrait faire face à un phénomène de saturation cognitive car il ne pourrait traiter toutes ces informations (Sapir, 1998). Un paramètre temporel accroît cette incertitude : les préférences et les connaissances individuelles évoluent dans le temps (Buchanan, 1954) tout comme l'environnement social et

naturel. L'incertitude interne et l'incertitude externe sont par ailleurs interconnectées : un manque d'information sur les états de la nature conduit à une plus grande incapacité concernant les processus de choix ; les changements environnementaux engendrent des changements de préférence ; un accroissement des sources d'information pose des problèmes de traitement et d'interprétation de l'information...

C'est en mettant au cœur de la décision cette question de l'incertitude que les travaux d'Herbert Simon (1982) ont conduit à délaisser la dichotomie rationalité illimitée VS rationalité limitée pour une autre, plus réaliste : rationalité substantive VS rationalité procédurale. L'hypothèse de rationalité substantive est fondée sur l'idée que l'homme est « par nature » rationnel et qu'il est donc capable de prendre les décisions qui vont lui permettre de maximiser son utilité – que l'information soit parfaite ou non. L'hypothèse procédurale est fondée sur l'idée que la rationalité est liée au processus de décision (un processus d'interactions) et non pas au résultat de cette décision (une fonction objectif).

Dans ce contexte, la décision doit être considérée comme un processus séquentiel d'interactions impliquant des acteurs hétérogènes (Weber et Reveret, 1993 ; North, 1999) dans lequel le comportement des agents dépend de structures sociales, d'un contexte géographiquement et historiquement situé, ainsi que d'un environnement incertain (Simon, 1982). Dans ce cadre, la rationalité ne peut être qu'ex-post et évolutive car les anticipations et les préférences sont le résultat des expériences passées et de l'acquisition d'informations nouvelles (Crozier et Friedberg, 1977 ; Batifoulier, 2001 ; tableau 5).

Tableau 5 : Deux modèles de décision.

Décision traditionnelle	Décision en incertitude
« Choix tranchants »	« Enchaînement de rendez-vous »
Un moment unique, un acte	Une activité itérative enchaînant des décisions de second rang
Prise par un acteur légitime	Engageant un réseau d'acteurs diversifiés selon les responsabilités
Clôturée par l'autorité politique ou scientifique	Réversible, ouverte à de nouvelles informations ou à de nouvelles formulations de l'enjeu

Source : Callon, Lascoumes et Barthe, 2001, p.307

Les préférences sont ainsi dépendantes du contexte et ne sont pas préexistantes au choix. L'ajustement des conduites dans le cours même des interactions donne le véritable caractère procédural de la rationalité. Cela nous conduit à adopter une approche évolutionniste de la

décision permettant de décrire en profondeur les structures signifiantes à partir desquelles les personnes perçoivent, interprètent et agissent sur elles-mêmes, sur les autres ou sur des objets. Pour North (1999), adopter une théorie évolutionniste de la décision, impliquant la prise en compte des comportements adaptatifs et de l'apprentissage, nécessite de respecter sept principes : la dimension dynamique et interprétative des modèles mentaux (1) ; la pertinence heuristique d'une approche qui met au cœur de la décision la question de l'apprentissage (2) ; l'importance de la dépendance contextuelle des modèles interprétatifs et des règles de décision (3) ; l'endogénéité des objectifs et des préférences (4) ; l'organisation comme entité comportementale (5) ; les processus d'apprentissage, d'adaptation et de découverte guident les représentations et les comportements (6) ; l'importance du modèle connexionniste pour comprendre les processus d'apprentissage (7). Nous allons revenir maintenant sur ces différents points.

L'approche évolutionniste de la décision met au cœur de sa posture la question de la perception et de l'apprentissage. Pour traiter ces deux questions, il est utile de faire un détour par la psychologie de la perception.

Trois grandes approches de la psychologie de la perception existent : behaviourisme, computationnisme et connexionnisme (Jimenez, 1997 ; Seca, 2002 ; North, 1999).

Il est possible tout d'abord de considérer l'homme comme un animal adaptatif qui va adopter des réponses instantanées pour répondre aux stimuli qu'il reçoit de son environnement en perpétuel changement. C'est l'approche de la perception directe ou *behaviouriste*. Cette hypothèse comportementale est valable pour les réflexes mais elle ne permet pas de comprendre les choix non routiniers. L'approche behaviouriste revient à « voir ». Or, l'homme « voit et se représente » le monde. « Se représenter » veut dire « donner du sens » et « interpréter » les signaux perçus. Cette seconde forme de connaissance, celle de la signification ou de l'interprétation, serait irrépressible pour les humains (Jimenez, 1997). C'est pourquoi la théorie behaviouriste a été abandonnée.

Une deuxième perspective, dite *computationniste*, prend en compte les représentations et considère la perception comme une suite de traitements d'information envisagée comme un processus d'interprétation. L'interprétation, dans ce cadre, implique un processus ascendant qui renvoie à des caractéristiques sensorielles (les stimuli) et un processus descendant qui fait appel à des représentations³⁴ préexistantes (Neisser, 1976). Pour relier ces deux processus et

³⁴ Les représentations sont des schémas mentaux structurants et organisateurs qui permettent de réaliser des classifications symboliques (Séca, 2002).

qu'il y ait émergence de sens, l'approche computationniste envisage le processus d'interprétation à travers trois étapes. La première est l'étape sensorielle ascendante qui renvoie à des tâches perceptives – détection, discrimination, reconnaissance, groupement automatique. La deuxième est l'étape figurative qui consiste à repérer des figures, parmi les groupements, ayant des propriétés structurales. Enfin, dans la dernière étape, le sujet identifie l'objet grâce à un processus d'appariement consistant à faire correspondre l'ensemble des caractéristiques structurales perçues avec une représentation préexistant dans sa mémoire. Dans ce cadre, l'homme opère des traitements ascendants qui sont liés aux stimuli qu'il perçoit et des traitements descendants correspondant aux représentations auxquelles il peut se référer. D'un point de vue décisionnel, cette approche correspond à l'hypothèse de rationalité utilisée par les économistes néoclassiques.

La limite de cette approche est d'assimiler le fonctionnement du cerveau humain à celui d'un ordinateur, ce qui pose au moins deux problèmes (Jimenez, 1997). Tout d'abord, un objet peut se présenter sous un très grand nombre de propriétés structurales du fait d'un environnement changeant – lumière, distance, angle, etc. –, ce qui implique une infinité de perceptions possibles d'un même objet par un seul individu et, a fortiori, par plusieurs. D'autre part, le problème de cette perspective est que chaque individu dispose de millions de représentations et que l'hypothèse computationniste d'« appariement » conduit à imaginer une vitesse de consultation des représentations incompatible avec les capacités réelles du système nerveux humain. C'est pourquoi la perspective computationniste a également été abandonnée.

La perspective *connexionniste* résout ce double problème en montrant que l'homme mobilise en permanence des modèles cognitifs qui présélectionnent, parmi les représentations existantes, celles qui ont le plus de chances de correspondre aux propriétés structurales des objets perçus³⁵ et raccourcissent ainsi le temps nécessaire à la réalisation du processus d'appariement (Douglas, 1999 ; Jimenez, 1997 ; North, 1999, chap.3 ; Westley et al., 2002). Ces modèles ou schémas cognitifs permettent aussi de résoudre les ambiguïtés perceptives issues de l'environnement à partir des caractéristiques les plus représentatives des objets perçus³⁶. Enfin, les modèles cognitifs interconnectent les représentations, de manière à créer de l'ordre, de la hiérarchie et des relations causales entre elles.

³⁵ Il s'agit de la « probabilité de convenance » des représentations à utiliser.

³⁶ Anssi, selon une étude de l'Université de Cambridge, l'ordre des lettres dans un mot n'a pas d'importance, la seule chose importante est que la première et la dernière soit à la bonne place. Le reste peut être dans un désordre total et vous pouvez toujours lire sans problème. C'est parce que le cerveau humain ne lit pas chaque lettre elle-même, mais le mot comme un tout.

Les modèles cognitifs sont toujours en activité et pré-mobilisent en permanence les représentations qui correspondent « statistiquement » le mieux au contexte environnemental dans lequel l'individu se situe ou se situera quelques instants plus tard : « le système cognitif se trouve à chaque instant à un état donné, où le degré d'activation de ses éléments correspond à cette accessibilité ou "probabilisation"¹ [...]. La probabilisation subjective permet de percevoir plus vite ce qui nous semble probable, mais aussi ce qui nous est important. Elle dépend ainsi, en plus des représentations culturelles stables et du contexte épisodique, des besoins et des valeurs de chaque individu, des intérêts du sujet qui perçoit » (Jimenez, 1997, p.39-41).

Ainsi, le contexte géographique et historique, les expériences passées de l'individu, ses connaissances spécifiques, les tâches qu'il risque d'avoir à réaliser... vont lui permettre d'activer des modèles perceptifs, d'anticiper des événements ou de résoudre des ambiguïtés perceptives. Ce processus peut concerner des objets physiques très simples ou des objets abstraits très complexes :

- Un objet physique lorsqu'une personne en distingue les caractéristiques physiques familières et utilise le contexte pour évacuer les ambiguïtés perceptives. Si nous prenons l'exemple d'un verre contenant un liquide rouge qui pourrait aussi bien être du vin que du jus de raisin, c'est le contexte qui va peut-être permettre d'identifier le contenu réel du verre. Ainsi, il sera d'autant plus probable que ce soit du vin si le verre est un verre à pied, qu'il est l'heure de l'apéritif, que l'on est en France et qu'il est tenu par un adulte.
- Un concept abstrait lorsqu'une personne lit un article dans un journal ou analyse une formule mathématique sur un sujet particulier et qu'il interprète ce qu'il perçoit à partir de sa propre expérience et de ses connaissances sur la question. Ainsi, un article qui parlera d'un « homme pauvre », terme ambiguë, sera perçu par certains comme une personne sans domicile fixe, par d'autres comme un individu sans ressources financières, voir comme un homme sans liens sociaux.

Cette construction perceptive renvoie au concept de rationalité interprétative utilisé par les économistes des conventions, les institutionalistes et les « socio-économistes » de manière générale (Batifoulier et Thévenon, 2001). La perception est fonction d'un processus d'appariement, comme pour l'approche computationniste, mais ce dernier est réalisé grâce à des modèles cognitifs qui rendent compte de la complexité du processus et des erreurs perceptives qui peuvent exister. Pour ces différents courants, c'est l'hétérogénéité des parcours individuels, des expériences, des contextes culturels et naturels, des connaissances

spécifiques... qui conditionnent la manière dont fonctionnent les modèles cognitifs et donc les interprétations des signaux perçus.

Seule la prise en compte des modèles cognitifs et des contextes permet de comprendre le sens retiré des signaux perçus. En effet, ces derniers ne transportent qu'une information partielle qui devra être complétée par les modèles cognitifs des individus, qui représentent à ce titre un « filtre interprétatif », un « instrument de décodage » permettant à l'homme de comprendre son environnement, d'agir, de faire des choix, de formuler des points de vue (Batifoulier et Thévenon, 2001). Les modèles cognitifs amènent ainsi l'homme à se souvenir, à comprendre et à interpréter. C'est cette capacité qui lui permet de « modéliser » la réalité et de faire face à l'incertitude (North, 1999).

L'approche connexionniste considère que les représentations ne sont pas fixes dans le temps. La structure initiale des modèles cognitifs est génétique mais elle évolue ensuite au fil des expériences physiques et sociales (North, 1999). Ceci explique pourquoi le système de préférences d'un individu est avant tout le résultat de ses choix passés. Toutes les expériences que les individus vivent sont sources de connaissance et vont, à travers des rétroactions, agir sur les modèles cognitifs de l'individu. Ces rétroactions renforcent ou modifient ses modèles et représentent ainsi des processus d'apprentissage individuel. Une meilleure compréhension des processus de décision adaptative nécessite donc en premier lieu de comprendre comment ces rétroactions fonctionnent. Pour cela, il faut s'intéresser aux erreurs perceptives.

« Une erreur d'identification est remarquée par l'absence immédiate des caractéristiques attendues de la représentation cognitive inférée. D'où d'autres inférences immédiates sur des représentations plus adéquates. Cela participe à long terme à une réorganisation de l'appariement suffisante pour inférer telle ou telle identité. Mais une identité « erronée » persiste chaque fois qu'elle ne rentre pas en contradiction dans une situation donnée, avec ce qui en était attendu » (Jimenez, 1997, p.82). Ce sont ces contradictions qui vont fonder le processus d'apprentissage. En effet, le fondement de l'apprentissage est la dissonance cognitive (Shackle, 1949). Celle-ci ne peut apparaître que lorsqu'il y a une inadéquation entre le signal ascendant et les représentations mobilisées par le modèle cognitif permettant de réaliser le processus d'appariement et de créer du sens.

Ainsi, lorsqu'un agent fait un choix, il anticipe un résultat à partir d'un lien de causalité présumé entre un événement espéré et l'action menée. 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 décision risquera de conduire à la même erreur.

C'est ce processus qui permet de construire les représentations individuelles et les croyances à tâton. Si l'individu fait un choix qui « réussit », l'adéquation entre le processus perceptif ascendant et les représentations descendantes, conduira à un renforcement de ces représentations – et des croyances auxquelles elles correspondent. Si ce choix échoue, la dissonance cognitive l'oblige à apprendre. Chaque erreur est donc source d'enrichissement pour les modèles cognitifs. C'est l'évolution de ses modèles cognitifs qui permet à l'individu de réutiliser les fruits de ses expériences passées.

Ainsi, la comparaison entre les anticipations ex-ante et le résultat ex-post d'un choix est à l'origine des rétroactions sur les représentations individuelles et les évolutions comportementales. C'est la surprise (souvent considérée de manière négative dans un monde rationnel) qui fait évoluer les croyances et les comportements (Shackle, 1949 ; 1983).

Cependant, les dissonances cognitives sont souvent ignorées par les individus car elles menacent l'intégrité de leur système symbolique (Westley et al., 2002). En effet, comme nous l'avons dit, les systèmes symboliques sont composés de milliers de représentations du monde entre lesquelles il existe des milliers d'interactions. En remettre une en cause, c'est parfois remettre en cause tout son système de croyances et de valeurs à partir duquel chaque individu fait la plupart de ses choix. C'est pourquoi l'apprentissage en passe souvent par un effondrement préalable de ses représentations. Or, il n'est pas facile d'accepter un tel effondrement. Le refus sera d'autant plus probable s'il s'agit d'une expérience qui n'a eu lieu qu'une seule fois et sera finalement classée comme un « accident ».

Il existe ainsi des phénomènes d'inertie dans les systèmes symboliques qui peuvent être assimilés à des niveaux de résilience. Ces niveaux de résilience correspondent aux quantités de dissonances cognitives que les systèmes symboliques peuvent subir sans s'effondrer. Cette résilience peut être renforcée par des petites dissonances cognitives car elles obligent les individus à chercher des réponses argumentaires – pour eux-mêmes ou un interlocuteur – en mobilisant d'autres connaissances, qui vont renforcer leur système symbolique et la résilience des représentations en question. Mais si les conflits de représentation deviennent trop importants, les ressources argumentaires s'épuisent et l'effondrement du système symbolique menace. C'est pourquoi les individus adoptent inconsciemment des stratégies qui leur permettent d'éviter d'avoir à faire face à ces dissonances. Il est en particulier possible de ne

pas s'intéresser aux signaux qui pourraient conduire à un conflit de représentation (lire des journaux « de droite » si l'on est « de gauche » par exemple).

Pour bien comprendre les processus d'apprentissage il est possible d'utiliser la métaphore du cycle adaptatif³⁷. La phase de croissance r est la période pendant laquelle un individu construit sa représentation d'un objet. La fin de la phase de croissance correspond à l'établissement d'une croyance spécifique sur un objet. La phase de conservation K est la période pendant laquelle la représentation apparaît comme vraie et les dissonances cognitives sont refusées car elles mettent en danger le système symbolique de l'individu. Mais il s'agit aussi d'une période d'accroissement des dissonances cognitives qui réduisent petit à petit la résilience du système symbolique qui a été construite pendant la première phase. La phase de destruction-créatrice \bar{U} correspond à un événement particulier qui crée une contradiction de trop et provoque l'effondrement d'une croyance spécifique concernant un objet. La phase de réorganisation \acute{a} correspond à l'émergence d'une nouvelle représentation de l'objet et à la réorganisation du système symbolique.

Pendant la phase de réorganisation, les croyances et les savoirs sont soumis à une grande instabilité et à une succession de dissonances et de renforcements cognitifs qui engendrent de riches périodes d'apprentissage. Cette phase de réorganisation peut être plus ou moins rapide mais elle correspond à une phase de réflexion et de discussion importante.

La dissonance cognitive, comme nous l'avons dit, peut avoir pour origine une inadéquation entre le résultat espéré d'une action individuelle et le résultat effectif de cette action. Cependant, cette dissonance peut aussi avoir pour origine une interaction sociale (North, 1999). En effet, une discussion à propos d'un événement entre deux personnes ayant des parcours de vie différents peut conduire à des conflits de représentation puisqu'elles n'ont pas les mêmes expériences, connaissances ou intérêts concernant cet événement. S'il s'agit de l'érosion de la biodiversité par exemple, ils ne percevront pas forcément ce phénomène sous le même angle, ne considéreront pas son érosion comme due aux mêmes causes et n'imagineront pas les mêmes solutions pour y remédier. Un problème important, qui se pose alors, est que les dissonances cognitives subies par un individu seront d'autant moins bien acceptées par ce dernier qu'elles auront eues pour origine une personne qui n'appartient pas à son « monde » (cf. tableau 6). C'est pourquoi les processus d'apprentissage collectif ne sont

³⁷ Le cycle adaptatif est une unité de référence qui permet de comprendre la dynamique des systèmes complexes (Berkes and Folke, 1998 ; Gunderson and Holling, 2002). Il a été caractérisé à partir des réponses qu'offraient les systèmes à des perturbations exogènes (cf, infra, partie 1, chapitre 2, section 2, c.). Ce cycle est caractérisé par quatre phases : r pour le développement, K pour la conservation, \bar{U} pour la crise, \acute{a} pour la réorganisation.

pas faciles à réaliser même s'ils sont essentiels pour améliorer les connaissances sur le monde. En effet, "every thought is had by a brain. But the flow of thoughts and the adaptive success of reason are now seen to depend on repeated and crucial interactions with external sources" (Clark 1997, pp.68-69, in North, 1999, chapter 3, p.2).

Dès lors, une théorie purement cognitive de l'apprentissage est incomplète si l'on souhaite passer de l'individu au collectif (Biencourt et al., 2001). Les représentations individuelles se construisent à partir des interactions que les individus entretiennent entre eux et « opposer l'individu (psychologie) à la société (sociologie) n'a pas de sens théorique pertinent » (Séca, 2002, p.33).

b- La mise en commun des perceptions pour produire des connaissances collectives

L'approche connexionniste que nous venons de décrire, peut vite poser un problème car elle risque de faire tomber celui qui en utilise les concepts dans un relativisme stérile. En effet, selon cette approche, l'interprétation des signaux perçus renvoie à des propriétés de sérialité³⁸ et d'impénétrabilité, puisqu'ils sont fonction de parcours individuels uniques – idiosyncrasiques – dans lesquels l'éducation, la culture, les expériences personnelles, les relations sociales ont joué des rôles spécifiques. Dans cette perspective, la perception ne peut être considérée comme vraie ou fausse, puisqu'il est impossible de la comparer à une réalité objective. Chaque expérience est unique et c'est pourquoi chaque individu tient à apporter son jugement sur les choses compte-tenu de son vécu, et peut refuser une information exogène « scientifiquement validée » qui va à l'encontre de ses expériences.

Le risque est que tout discours sur la réalité soit alors qualifié de subjectif.

Il existe plusieurs approches philosophiques relatives à la question des rapports de l'homme à la « réalité » dont les principales sont : le réalisme, le rationalisme, l'empirisme, la phénoménologie et le constructivisme (Jimenez, 1997). Pour le courant réaliste, la perception est le reflet de la réalité. A l'extrême opposé, on trouve l'approche phénoménologique qui affirme qu'il n'y a pas de réalité autre qu'idiosyncrasique. Pour le courant rationaliste, la perception est fausse mais il est possible d'atteindre la réalité grâce à la raison. Le courant empirique part du même postulat mais affirme que la recherche de la réalité ne peut se faire

³⁸ « Selon Jean-Paul Sartre, situation de séparation entre les hommes, qui les maintient extérieurs les uns par rapport aux autres à l'intérieur d'un même ensemble » (Petit Larousse, p.933)

que par l'expérimentation. Dans le domaine de la philosophie des sciences, ces différents courants ont perdu de leur importance au profit d'une approche dite « constructiviste ».

Le constructivisme définit la connaissance de la réalité à partir du processus dynamique qui caractérise les interactions entre les acteurs et la réalité (Revue du MAUSS, 2001). L'approche constructiviste est fondée sur le critère d'Albert Einstein, Boris Podolski et Nathan Rosen (1935) selon lequel il est impossible de réaliser une observation indépendante de l'observateur. La réalité est toujours relative aux processus utilisés pour la décrire et la comprendre. Il ne s'agit cependant pas d'évacuer l'existence d'une réalité autonome mais de définir sa connaissance à travers un processus dynamique d'interactions entre l'observateur et la réalité observée (Latour, 1989).

Le problème est que ce processus est lui-même idiosyncrasique, ce qui pose la question de savoir comment on passe des significations individuelles des observateurs aux significations partagées (Bessy, 2002). A cette question, Einstein, Podolski et Rosen (1935) répondent que c'est la concordance entre les observations de tous les observateurs qui définit ce qui peut être qualifié comme réel. Cette concordance est appelée intersubjectivité (Jimenez, 1997, p.117). Elle représente un « accord entre plusieurs personnes sur un contenu » (Perdijon, 1998, p.96). Ce que nous dit finalement l'approche constructiviste, c'est que la réalité d'un phénomène pourra être considérée comme d'autant plus objective que les méthodes utilisées pour la décrire auront été diverses – expérimentations, perception directe, calculs mathématiques, simulations... – et que le nombre de perceptions pris en compte aura été grand.

Nous n'entrons pas pour l'instant dans la question des outils permettant de construire cette réalité, que nous traiterons dans la partie suivante. Nous nous concentrons sur la question de la prise en compte simultanée d'une grande diversité de perceptions pour qualifier la réalité.

Dans l'approche constructiviste, il est possible de dire que plus la mise en commun de perceptions hétérogènes d'un problème commun sera importante, plus on tendra vers la « réalité » du phénomène décrit puisqu'elle impliquera une signification intersubjective d'autant plus grande. La question des grands nombres permettant de mieux appréhender une réalité objective, ne concerne donc plus uniquement les données statistiques sur un objet mais aussi la mise en commun d'opinions – ou de représentations – sur cet objet³⁹.

³⁹ Cette approche nous semble relativement réaliste pour travailler sur des questions controversées. Dans le domaine de la biodiversité par exemple, les conflits concernant la question du retour du loup ou la mise en place d'espaces protégés sont liés à des divergences d'opinion plus que d'intérêt. Ainsi, comme le dit Latouche (2001, p.69), « ce n'est que sous la pression constante de l'opinion que des interventions ont lieu et que des experts et les théoriciens consentent à prendre en compte marginalement le fait que le marché se déroule dans une biosphère ».

La question de l'agrégation des opinions hétérogènes a été étudiée par Condorcet (1785) à partir de son théorème du jury. Ce dernier représente encore la base à partir de laquelle les réflexions sur l'agrégation des opinions sont menées aujourd'hui (Trannoy et Van Der Straeten, 2001). Ce « théorème énonce que, moyennant certaines hypothèses, si les jurés votent à la majorité, la probabilité de commettre une erreur tend vers zéro lorsque le nombre de jurés tend vers l'infini » (Trannoy et Van Der Straeten, 2001, p.84), selon la loi des grands nombres.

Le théorème du jury repose sur trois hypothèses. La première est que chaque juré a une probabilité de se tromper inférieure à 50 %. La deuxième est que les erreurs commises par les jurés sont indépendantes les unes des autres. La troisième est que chaque juré vote par rapport à une conviction intime.

Deux hypothèses complémentaires peuvent être ajoutées.

La première est que plus les jurés sont « experts », plus leur probabilité de se tromper est faible et donc plus le nombre de jurés nécessaire pour tendre vers une erreur égale à zéro est lui aussi faible. Ceci se justifie par le fait qu'un expert est « quelqu'un qui maîtrise des compétences dont la qualité est reconnue (voire certifiée) » (Callon, Lascoumes et Barthe, 2001, p.313). Cependant, pour un nombre de jurés « experts » donné, on peut avoir le même risque d'erreur que si on a recours à un grand nombre de « profanes » (grâce à une enquête par exemple). En bref, l'opinion collective de cent experts peut être aussi bonne, aussi efficace, que l'opinion collective de mille profanes.

La seconde hypothèse qui peut être ajoutée est que plus les « jurés » seront éloignés de la réalité du phénomène, moins leurs jugements seront adaptés à des questions complexes et contextuelles. Dès lors, des personnes qualifiées de profanes peuvent apparaître comme plus expertes que certains experts.

D'autres arguments peuvent plaider en défaveur des experts ou des profanes.

Concernant les experts tout d'abord.

Le premier problème que peut soulever un jury composé uniquement d'experts est leur degré de sincérité (Trannoy et Van Der Straeten, 2001). En effet, ces derniers ont souvent intérêt à orienter leurs résultats de manière à susciter de l'intérêt pour leur travail et à bénéficier de budget pour de nouvelles études. Ils peuvent aussi chercher à répondre aux attentes – formulées ou non – des commanditaires d'une expertise et orienter d'eux-mêmes le processus d'évaluation. Par ailleurs, les enjeux et conflits scientifiques impliquent l'existence de jugements de valeur de la part des experts, qui sont préalables à la formation d'une opinion. En particulier, « une théorie scientifique est le résultat d'une lutte entre les classifications

développées professionnellement par un groupe de chercheurs et les classifications à l'œuvre dans un contexte social plus large » (Douglas, 1999, p.79). Enfin, il est possible que, dans une situation à fort enjeu, les experts subissent de fortes pressions. L'expert n'est donc pas un acteur « neutre et désintéressé ».

Le second problème concerne les discussions qui ont lieu au sein d'un comité d'experts. En effet, ces discussions sont créatrices d'unanimité en faisant converger les opinions (Trannoy et Van Der Straeten, 2001). C'est d'ailleurs souvent l'objectif des réunions d'experts qui fonctionnent rarement à partir d'un système de votes anonymes. Or, ces processus de convergence impliquent une corrélation entre les opinions et font tomber, par là même, le théorème du jury. Enfin, il est possible d'ajouter aux dépens des comités d'experts que le processus de convergence peut avoir lieu à partir d'un élément non scientifique tel que le statut de certains experts, leur autorité ou leur capacité à s'exprimer dans un cadre collectif (Levrel et al., soumis-a). Un dernier élément en défaveur des réunions d'experts est que ces dernières ont le plus souvent un coût important.

Concernant les « profanes », il est possible de souligner qu'il n'y a aucune raison que leur probabilité de se tromper soit inférieure à 50 % et qu'elle sera plutôt égale à 50 %. Dès lors, les chances d'avoir une fausse opinion collective des risques est d'une sur deux, quel que soit le nombre de « profanes » impliqué dans le travail d'agrégation des opinions. Cela est appuyé par certains travaux d'économie expérimentale qui montrent que les profanes auraient une faible capacité à manier les probabilités (Tversky et Kahneman, 1974) et qu'ils vont plutôt utiliser des conventions lorsqu'ils construisent leurs opinions. L'évaluation du risque, en particulier, est fonction de modèles cognitifs liés à des connaissances et des expériences individuelles spécifiques mais aussi à des relais médiatiques⁴⁰ (Beck, 1986). Ainsi, dans un contexte de risques globaux, les profanes auraient tendance à surévaluer – d'un point de vue statistique – les probabilités d'occurrence des événements négatifs. Enfin, le problème de corrélation des opinions se pose autant pour les profanes que pour les experts.

Quelles sont alors les solutions ?

La première réponse est qu'il faut arrêter de considérer la construction d'une signification commune à partir d'un processus d'agrégation des opinions – qui n'a pas de sens – et plutôt

⁴⁰ Ainsi, la perception des risques globaux en France a émergé en même temps que la médiatisation des crises sanitaires successives qui ont eu lieu au cours des vingt dernières années : sang contaminé, vache folle, canicule, amiante, parmi d'autres. C'est la perception qui est à l'origine de la prise de conscience du risque et non pas le vécu. En effet, seule une minorité de la population a été directement concernée par ces crises mais elles ont été fortement médiatisées et ont soulevé la question des risques globaux.

l'envisager comme un processus d'interactions entre des opinions hétérogènes. En redéfinissant cette base heuristique, les questions qui étaient posées en termes statistiques se posent désormais en termes politiques.

La deuxième réponse qu'il est possible d'offrir à partir de ce nouveau cadre est que s'il existe des phénomènes de corrélations entre les opinions liées aux discussions, ces dernières sont aussi un moyen unique – le moyen unique ? – de mettre en commun des connaissances et des arguments qu'il est possible de tester, de réfuter et d'améliorer. Ces différents éléments représentent les fondements des débats publics et de la démocratie. La question centrale est donc de savoir comment il est possible d'organiser ces débats pour qu'ils soient les plus justes et les plus efficaces possible.

La troisième réponse est que la surestimation des risques par les profanes ne pose pas un problème particulier dans une situation d'incertitude radicale. En effet, la question de l'estimation des risques est fonction de l'aversion au risques. Or, l'aversion aux risques n'est pas une affaire rationnelle. Il est ainsi totalement irrationnel pour une personne de vivre sur le flanc d'un volcan dont on sait qu'il entrera prochainement en éruption. Dès lors, l'opinion des experts sur les risques globaux, fondée sur des calculs probabilistes, n'a pas plus de sens que celle des profanes. Il ne s'agit pas de savoir si le risque existe ou n'existe pas, s'il est sur ou sous-estimé, mais si ce qui est appelé « risque » par les uns, représente effectivement un risque pour les autres, et comment il est possible d'améliorer les débats publics autour de ces questions à partir de la mise en commun des opinions et des connaissances spécifiques de chacun⁴¹.

En partant de ces trois réponses, il est possible de considérer que la construction d'une représentation sociale d'un objet, et d'une opinion commune sur son contenu, se fait à partir du processus social suivant (Séca, 2002) : la dispersion et la vacuité des informations sur un objet social conduit les acteurs à se focaliser sur certains traits de cet objet et à en occulter d'autres moins adaptés à leur système de valeurs ; s'ensuit une pression sociale à l'inférence du fait d'un besoin de référents communs pour parler de cet objet et se coordonner par rapport à lui ; l'objectif final est de « parvenir à un accord sur le contenu de la représentation sociale

⁴¹ C'est pourquoi, comme l'affirme Olivier Godard (1993, p.24), « il conviendrait, pour aborder le champ de l'environnement, de partir de la distinction de base entre les valeurs du citoyen et les préférences du consommateur. Si les secondes peuvent s'exprimer par un mécanisme de marché, les premières ne peuvent, quant à elles, s'exprimer qu'au terme d'un débat démocratique impliquant présentation publique, examen critique et délibération. [...] Or, les conditions d'usage de l'environnement, engageant tout à la fois le rapport des hommes avec les autres être vivants composant la biosphère et le rapport des générations actuelles aux générations passées et futures, relèveraient du registre des valeurs éthiques et des procédures politiques ».

et de réduire la complexité d'une question afin de l'adapter aux impératifs de l'action, de la communication et du discours » (Séca, 2002, p.43).

Ce processus de convergence est lié à des interactions sociales au cours desquelles des débats ont lieu, des conflits apparaissent, des négociations émergent et des accords se dessinent. Le problème est qu'il n'existe pas « un » mais « des » processus de convergence, conduisant à une grande diversité de représentations sociales d'un objet commun. Plus les représentations sociales concernent des objets polymorphes et complexes, plus il existe des enjeux forts autour de la construction de l'identité de l'objet, et plus les processus de convergence seront nombreux. En effet, la construction de l'identité de l'objet va avoir des conséquences fortes sur la manière dont il structurera les pratiques par la suite. C'est le cas pour la biodiversité ou le développement durable. Ainsi, pour ce qui concerne le développement durable, les représentations sociales de cet objet sont nombreuses et renvoient à des problèmes concrets tels que ceux soulevés par la définition de la durabilité (« forte » ou « faible »).

Les représentations sociales sont donc des référents communs qui permettent de se reconnaître en tant que groupe ou de revendiquer une appartenance (Arias et Fischer, 2000). Ainsi, « les représentations sociales [...] déterminent le champ des communications possibles, des valeurs ou des idées présentes dans les visions partagées par les groupes, et règlent, par la suite, les conduites désirables ou admises » (Moscovici, 1976, p.48, cité dans Seca, 2002, p.36).

Ces représentations sociales sont à la base de ce que nous appelons des *communautés de pratique* (Arias et Fischer, 2000). Une communauté de pratique est composée de personnes ayant des activités similaires⁴². Il peut s'agir de catégories relativement larges telles que les ONG, les scientifiques, les administrations, les entreprises... Mais elles sont généralement entendues à partir de pratiques plus précises. Il va s'agir du modélisateur, de l'économiste ou de l'écologue pour les scientifiques ; de l'agriculteur céréalier, de l'éleveur de porc ou du vigneron pour les agriculteurs ; du tennisman, du golfeur ou du footballeur pour les sportifs. Les communautés de pratique qui nous intéressent dans le cas de la gestion de la biodiversité peuvent être des catégories assez larges telles que « les chasseurs », les « agriculteurs », les « scientifiques » ou des catégories plus précises comme les « petits exploitants agricoles » et les « grands exploitants agricoles », les « économistes » et les « écologues ».

Ces communautés de pratique se forment à partir d'histoires et d'expériences relativement proches. Elles représentent autant de « mondes » fermés qui utilisent leurs propres systèmes

⁴² "Communities of practice are made-up of practitioners who work as a community in a certain domain doing the similar work" (Arias and Fischer 2000, p.1).

symboliques, construits petit à petit, à partir des interactions que les acteurs entretiennent entre eux. En effet, pour pouvoir se coordonner entre eux et partager des connaissances spécifiques, les individus ayant des activités communes ont fait émerger des langages spécifiques – des jargons –, partagé des expériences, construit des conventions, adopté des normes et des croyances communes... qui se traduisent par des représentations sociales spécifiques. Ainsi, « les représentations perceptives communes résultent de l'application de schémas analogues produits par des expériences perceptives similaires, c'est-à-dire les expériences vécues par des individus qui cherchent à s'adapter de façon analogue dans le même environnement » (Jimenez, 1997, p.86).

A titre d'exemple, les représentations des agriculteurs concernant la biodiversité sont focalisées sur les services de prélèvement et de régulation que cette dernière peut leur fournir. Les naturalistes ou les chasseurs de leur côté s'intéressent en grande partie aux services culturels offerts par la biodiversité. Ces communautés de pratique n'ont donc pas les mêmes perceptions de la biodiversité, la même manière d'en parler, la même façon de la gérer. Ces points nécessitent d'élargir la discussion aux choix collectifs.

c- Interdépendances des niveaux de décision, coûts de transaction et contexte social

Dans les modèles économiques standards néoclassiques, tels qu'ils sont enseignés à l'université, il existe une indépendance des niveaux de décision. En effet, les décisions sont uniquement des choix de consommation ou de production réalisés par des agents représentatifs indépendants à partir d'un système de prix exogène. Le « commissaire priseur » organise les transactions et permet à l'offre et à la demande de se rencontrer de manière à atteindre un équilibre sur les marchés des biens et services, de l'emploi et de la monnaie (Guerrien, 1999).

Cette question de l'interdépendance des préférences a pourtant été traitée depuis longtemps par les scientifiques travaillant sur les choix collectifs. Condorcet (1785) a été, là encore, d'une grande aide pour traiter cette question grâce à son « paradoxe » qui souligne l'impossibilité d'atteindre une préférence collective à partir de l'agrégation des préférences individuelles. Ce paradoxe a été repris par Kenneth Arrow (1951) pour développer son théorème selon lequel il est impossible de réaliser des choix collectifs optimaux en partant des

préférences individuelles⁴³. Ceci explique pourquoi, plutôt que de s'intéresser à l'agrégation des préférences, il faut se concentrer sur les interactions entre elles comme nous l'avons déjà fait pour les opinions.

Cette option est là aussi appuyée par une posture réaliste. Il est en effet impossible d'avoir une indépendance des niveaux de décision dans un contexte d'interdépendance des effets de ces décisions. Si une telle situation pouvait exister, elle ne pourrait conduire qu'à une guerre de tous contre tous puisqu'aucune discussion ou négociation ne serait possible (Sapir, 1998). Voilà pourquoi les réflexions sur les interdépendances des niveaux de décision ont évolué (Vinokur, 1998).

Depuis le début des années 70, la question de l'interdépendance des niveaux de décision est envisagée à partir de relations bilatérales dans une situation d'information imparfaite (Favereau, 1998). Cette approche permet de travailler sur les interactions de nature stratégique entre deux acteurs : le principal et l'agent. Le principal propose des modalités d'interactions à un agent qui n'a pas les mêmes intérêts que lui. Il s'agit typiquement de l'entrepreneur et de l'employé. Le cadre d'information imparfaite se traduit par une asymétrie d'information qui crée une marge d'autonomie pour chacun des agents et engendre un risque de sélection adverse et d'aléa moral. La *sélection adverse* représente une asymétrie pré-contractuelle (ex-ante). Les agents, dans ce cas, s'engagent dans une action économique mais ils ne révèlent pas toute l'information dont ils disposent concernant la transaction. Dans le cadre d'accords internationaux sur la conservation de la biodiversité par exemple, un pays ou un parc peut affirmer qu'il dispose d'une biodiversité exceptionnelle mais qu'elle est fortement menacée par des pressions anthropiques, de manière à pouvoir attirer des fonds internationaux pour la

⁴³ En économie, faire un choix social optimal revient à faire un choix collectif qui maximisera l'utilité collective. Cette maximisation part des ordres de préférence des individus. L'optimum est envisagé à partir du critère de Pareto qui est un état dans lequel il est impossible d'accroître l'utilité d'une personne sans réduire celle d'une autre. Il s'agit donc d'un critère unanimiste : il faut que le choix social réalisé conduise à une situation qui soit préférable pour tout le monde. Ce critère est peu opérationnel si l'on considère que la plupart des choix collectifs ne peuvent être adoptés à l'unanimité. C'est pourquoi le critère d'unanimité a été délaissé pour celui de majorité, plus intéressant d'un point de vue pratique. Le problème est que le paradoxe de Condorcet montre qu'il est impossible d'obtenir un choix social reflétant la majorité des relations de préférence des individus. En voici une illustration simple : Soit trois options, A, B et C que nous voulons départager par le vote des 19 membres d'un jury. L'hypothèse logique concernant le vote à la majorité est que si $A > B$ et $B > C$ alors $A > C$. Or, si l'on demande aux membres du jury de classer les options A, B et C, par ordre de préférence, il est tout à fait envisageable d'observer une configuration telle que 4 voix proposent le classement $A > C > B$; 5 voix $A > B > C$; 2 voix $B > A > C$; 2 voix $B > C > A$; 6 voix $C > B > A$ et 0 voix $C > A > B$. Dans ce cadre, sur les 19 membres du jury, $4+5+2=11$ ont placé l'option A avant l'option C contre $2+6=8$ qui ont placé l'option C devant l'option A. Par les mêmes calculs, on constate que $C > B$ ($12 > 9$) et que $B > A$ ($10 > 9$). On a donc $A > C$, $C > B$ et $B > A$, alors qu'il fut logique que $A > B$. Autrement dit, l'agrégation des préférences individuelles ne permet pas d'établir les préférences collectives. Ceci explique pourquoi la macro-économie néoclassique a recours à des agents représentatifs qui permettent d'éviter le problème de l'agrégation. La société est ainsi réduite à un agent homogène dont la fonction de préférence est représentative de celle de l'ensemble de la population.

conservation, sans qu'il soit possible de vérifier cette affirmation. Le second type d'asymétrie d'information est l'*aléa moral* qui est le résultat d'un comportement post contractuel (ex-post). Ce sont des actions qui ont lieu une fois que les acteurs se sont engagés. Elle représente une incapacité à évaluer les causes d'un résultat mais aussi le résultat lui-même. L'effet d'une politique de conservation sur une population de grands mammifères dans une zone protégée est difficile à mesurer (systèmes de suivi souvent inefficaces) et l'évolution de cette population peut par ailleurs être liée à de nombreux paramètres autres que des actions de conservation (migrations de populations voisines liées à des conflits par exemple). Cette asymétrie d'information crée des coûts de transaction qui se traduisent par : le temps consacré à collecter l'information qui va permettre d'entamer des négociations dans un contexte d'information limitée ; le temps consacré à la négociation concernant le montant des aides dont une zone va pouvoir bénéficier pour conserver sa faune ; le temps nécessaire pour vérifier que des mesures de protection ont bien été engagées sur le terrain et que se sont bien traduites par une amélioration de la situation... Dans ce cadre, plus les asymétries d'information seront importantes, plus les coûts de transaction seront élevés.

C'est pourquoi, l'hypothèse dominante en économie aujourd'hui est que l'individu prend ses décisions à partir de croyances sur les comportements des autres agents. L'individu dispose ainsi d'une capacité de réflexivité sur son environnement social. Cette capacité de réflexivité implique l'existence d'une rationalité de type « stratégique » – mon choix dépend de ton choix qui dépend de mon choix... – et a donné lieu à une abondante littérature dans le domaine de la théorie des jeux (Guerrien, 1999).

Cette approche est intéressante pour comprendre les comportements stratégiques mais elle souffre de plusieurs limites car elle n'envisage que des relations bilatérales et ne prend en compte ni l'hétérogénéité des acteurs (intérêts et opinions divergentes) ni l'évolution des préférences au cours des processus de décision (comportement adaptatif). Or, mettre en place des accords sur la conservation à une échelle internationale aura des conséquences à des échelles nationales et locales qui impliqueront de nombreux autres acteurs. Ainsi, des budgets débloqués pour la conservation à une échelle internationale se traduisent souvent par un accroissement des sanctions à une échelle locale et finalement par une augmentation des conflits et une adaptation des populations, ce qui représente autant de coûts de transaction supplémentaires. C'est pourquoi l'interdépendance des niveaux de décision ne peut se limiter à une approche bilatérale : la réalité de la prise de décision, comme nous l'avons déjà souligné, est celle d'un ensemble d'interdépendances entre acteurs hétérogènes dont les préférences évoluent au fil des interactions qu'ils entretiennent entre eux (North, 1999 ; Sapir,

1998). Cela nécessite d'avoir une démarche qui prend en compte la complexité de ces interdépendances.

C'est ce que propose l'économie institutionnaliste à partir d'une analyse des coûts de transaction (Corei, 1995). Dans ce courant de pensée, les coûts de transaction sont liés à la diversité des systèmes de valeur, à l'intégration des connaissances dispersées, à l'établissement de droits, à la mise en œuvre d'accords et au contrôle de leur application (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 gagner des matchs de football.

Il faut souligner que les coûts de transaction ne peuvent pas être mesurés dans le sens où les économistes entendent habituellement la notion de coût, c'est-à-dire uniquement sous un angle monétaire (Acheson, 1994). Ils pourront certes donner lieu à des dépenses monétaires, par exemple lorsqu'il y aura un investissement financier dans la collecte d'information, mais cette approche offre une vision restreinte des coûts de transaction. En fait, ils correspondent à l'ensemble des dépenses monétaires et physiques, aux efforts individuels et au temps investi pour collecter l'information, organiser les discussions et les négociations, passer des accords et vérifier la bonne application de ces derniers.

Dans le domaine de la conservation de la biodiversité, il s'agira du temps, des efforts et des dépenses nécessaires :

- A l'établissement de systèmes d'information sur les taux de renouvellement des ressources naturelles renouvelables, les usages de la biodiversité et les comportements stratégiques des acteurs.
- A l'organisation de discussions collectives, de débats, de processus de négociation autour des enjeux de la conservation de la biodiversité.
- A l'établissement d'accords (concernant notamment l'établissement de droits sur la biodiversité) entre les parties prenantes et au contrôle de l'application de ces derniers.

Au regard de cette liste, beaucoup de chose reste à faire dans le domaine de la gestion de la biodiversité (Aubertin et Vivien, 1998 ; Barbault et Chevassus-Au-Louis, 2004 ; MEDD, 2004). Or, dans un contexte où la biodiversité représente avant tout une ressource commune, où les usagers de la biodiversité sont hétérogènes et dispersés, où l'évaluation s'avère délicate, où les dynamiques sont incertaines, complexes et adaptatives, les coûts de transaction auxquels la société devra faire face pour la mise en place d'un travail collectif de conservation (réponses sociales) risquent d'être très élevés.

Pour réduire ces coûts, l'approche principal-agent que nous avons évoquée plus haut propose d'établir des *contrats* qui représentent des accords bilatéraux de volontés individuelles ayant pour objectif de maximiser les intérêts des co-contractants⁴⁴. Ils vont permettre de coordonner les actions et de limiter les comportements opportunistes des individus en créant une menace de sanction si les termes des contrats ne sont pas respectés (Chaserant et Thévenon, 2001), mais aussi de faire face à l'incertitude en limitant les asymétries d'information (Favereau, 1998). Le problème est que les contrats sont toujours incomplets car il n'est pas envisageable de lister l'ensemble des événements possibles et donc d'établir de façon exhaustive les obligations des co-contractants. Il existe donc toujours des marges d'incertitude dans les contrats qui laissent des espaces de liberté aux co-contractants, qu'ils peuvent utiliser pour améliorer l'efficacité de l'organisation – en prenant des initiatives individuelles par exemple – ou, inversement, adopter des comportements de passager clandestin⁴⁵ en utilisant les asymétries d'information à des fins personnelles. C'est le contexte qui va inciter les agents à utiliser ces espaces de liberté dans un sens ou dans l'autre.

En effet, c'est le *contexte* qui permet de *compléter* les contrats formels et d'organiser les interactions entre des usages décentralisés impliquant de nombreux acteurs hétérogènes. Il se caractérise par plusieurs éléments clés.

Un premier élément qui permet de qualifier le contexte est la notion de *capital social* (Pretty, 2003). Le capital social est fonction :

- 1) Des *relations de confiance* qui facilitent la coopération en réduisant les coûts de transaction qui existent entre les acteurs. En effet, la confiance permet de ne pas avoir à investir dans la collecte d'informations sur les stratégies et le contrôle des comportements des autres acteurs. La confiance est cependant très fragile et met du temps à se construire. Lorsqu'une société est caractérisée par des relations de méfiance réciproque et de conflits, les arrangements coopératifs ne peuvent émerger.
- 2) Des *systèmes d'échange et de réciprocité* qui offrent l'opportunité d'accroître la confiance entre acteurs. En effet, les comportements opportunistes et les asymétries d'information seront d'autant plus faibles que la fréquence des échanges réciproques entre les individus composant ce système social sera forte. Les échanges réciproques correspondent à des échanges simultanés de services, de biens, mais aussi de

⁴⁴ Nous ne présentons pas ici toutes les solutions contractuelles envisagées pour réduire les coûts de transaction à propos des usages de la biodiversité telles que les droits de propriété, les accords volontaires ou les régimes internationaux.

⁴⁵ Terme utilisé en économie pour caractériser les comportements opportunistes.

connaissances ayant approximativement les mêmes valeurs. Ces échanges contribuent au développement d'obligations à long terme entre individus et interdisent ainsi l'adoption de comportements opportunistes.

- 3) D'un *système de règles et de sanctions collectives* nécessaire à l'établissement des « règles du jeu ». Ces règles collectives sont fondées sur des accords entre individus aux intérêts divergents. C'est pourquoi ces accords doivent concilier les intérêts du groupe et les intérêts individuels dans un contexte d'égalité de traitement. Ces règles et sanctions permettent aux individus d'avoir confiance dans le système et de ne pas être incité à avoir un comportement opportuniste.
- 4) De la *connectivité* qui peut être définie à trois échelles : les liens au sein des communautés et des organisations, les liens entre différentes communautés et organisations à l'échelle locale, les liens entre ces communautés locales et des acteurs extérieurs (administrations, multinationales, ONG...).

Au sein d'une communauté de pratique, le niveau de capital social est très élevé et les coûts de transaction sont très faibles. En effet, les nombreuses interactions qu'entretiennent entre eux les acteurs appartenant à ces communautés ont permis de partager des informations, de faire converger les représentations, de construire des systèmes de préférence communs...

En revanche, ces éléments sont une source de coûts de transaction avec les autres communautés de pratique qui utilisent des jargons, des informations et des représentations sociales différentes. Ces éléments créent en effet des frontières entre ces communautés de pratique qui sont assimilables à des coûts de transaction. Ainsi, plus les communautés de pratique sont éloignées du fait de représentations, d'expériences et de langages différents, plus les coûts de transaction à surmonter pour les faire interagir seront importants. La réduction de ces coûts est donc nécessaire pour faire émerger une *communauté d'intérêt* autour de la gestion collective de la biodiversité. Une communauté d'intérêt est un groupe composé de différentes communautés de pratique réunies pour résoudre un problème commun⁴⁶. La création d'une communauté d'intérêt est une condition préalable à la réalisation de tout travail collectif.

Pour aller plus loin dans cette question du contexte, intéressons-nous aux notions de *conventions* et d'*institutions*, qui offrent les principales règles de coordination dans un environnement collectif. La différence entre les conventions et les institutions est ténue, au

⁴⁶ "Communities of interest are groups similar to communities of practice, but from different backgrounds coming together to solve a particular (design) problem of common concern" (Arias and Fischer 2000, p.2).

point que des auteurs comme John Maynard Keynes (1936) parlent de convention dans un sens assez proche de celui d'institution. Les conventions et les institutions ont, toutes les deux, pour principale caractéristique de canaliser les comportements et de les rendre plus prévisibles, en vue de faciliter la coordination d'acteurs hétérogènes (Acheson, 1994). Il est cependant possible de différencier ces deux concepts à partir des règles de décision auxquelles elles renvoient (Chaserant et Thévenon, 2001 ; Bessy, 2002). Les individus prennent en effet leurs décisions à partir de règles régulatrices et constitutives.

Les *règles régulatrices* prennent deux formes principales : le *contrat* que nous venons de décrire et la *convention*. La convention se distingue du contrat par les propriétés suivantes (Batifoulier et de Larquier, 2001) : règle arbitraire, définie de manière vague, n'impliquant pas de sanctions explicites, permettant de coordonner les comportements et les représentations. La convention permet donc de coordonner les acteurs et représente elle aussi une règle incomplète mais qui n'implique pas de sanction contrairement au contrat. Il s'agit notamment de toutes les pratiques quotidiennes comme celles de traverser sur les passages cloutés, de répondre à un salut, d'utiliser le mètre comme unité de mesure de la longueur... Elle peut avoir pour origine la coutume, le hasard, l'histoire et même le « bon sens ». Elle se renforce avec la répétition des interactions entre les individus qu'elle permet de coordonner.

Les *règles constitutives* renvoient quant à elles aux *institutions*. La notion d'institution n'est pas consensuelle en économie. Elle fait partie de ces concepts polymorphes qui admettent plusieurs définitions relativement imprécises : quelque chose qui représente une autorité par rapport aux intérêts ou aux préférences (Corei, 1995), les règles du jeu (Ostrom, 1990), des sources d'opportunités et de contraintes pour les hommes (North, 1999), des mécanismes d'allocation des ressources (Dasgupta, 2001).

Nous leur préférons une définition d'origine anthropologique qui a le mérite d'être plus précise et de mieux qualifier la fonction et l'échelle d'application d'une institution (Bonte et Izard, 2000, p.378) : « [...] tout ce qui, dans une société donnée, prend la forme d'un dispositif organisé, visant au fonctionnement ou à la reproduction de cette société, résultant d'une volonté originelle (acte d'instituer) et d'une adhésion, au moins tacite, à sa légitimité supposée ».

Les institutions fournissent des structures sociales au sein desquelles sont stockées des connaissances qui permettent de faire face aux variabilités naturelles et sociales. Les institutions ont en effet pour particularité d'encoder et d'organiser de l'information ayant une

utilité sociale (Douglas, 1999). Parce que les générations précédentes ont expérimenté des conflits, des problèmes de disponibilité en ressources, des crises sociales et naturelles, celles-ci ont construit des institutions qui permettent d'en atténuer les effets négatifs aujourd'hui en stabilisant des savoirs et des pratiques dans un environnement instable. C'est pourquoi les institutions offrent des règles qui permettent d'éviter aux générations présentes de faire les mêmes erreurs que celles qui ont été faites par le passé. Plus les institutions ont permis d'encoder des informations sur les expériences passées, plus elles peuvent contrôler les espaces d'incertitude et plus les comportements se conforment aux règles véhiculées par les institutions⁴⁷. C'est pourquoi les institutions sont une source de réduction de l'entropie. En effet, « l'inertie et l'encodage institutionnels permettent une économie d'énergie. Ce principe est semblable à une caractéristique bien connue de l'histoire des langues : plus un mot est utilisé, plus il est « résistant » [...]. De la même façon, les analogies sociales les plus communes perdurent et résistent aux changements » (Douglas, 1999, p.81).

Les institutions, par les points de repère qu'elles offrent, fournissent les règles élémentaires du jeu social – principe d'égalité par exemple. L'originalité des institutions est qu'elles ont pour fonction première de faire converger les représentations. Ainsi, la coordination des actions par les institutions résulte de la coordination préalable des représentations (Chaserant et Thévenon, 2001). Ceci s'explique par ce qu'on a souligné précédemment, à savoir que la dynamique des systèmes sociaux est relative aux interactions entre des entités décentralisées ayant des représentations hétérogènes de phénomènes communs. Dans ces conditions, la convergence des représentations devient une condition et une conséquence du bon fonctionnement de ces systèmes (Sapir, 1998). C'est pourquoi les institutions impliquent des sanctions sociales fortes, qui se traduisent par des processus d'exclusion et de stigmatisation, si les règles comportementales auxquelles elles renvoient ne sont pas respectées.

Les institutions ont des origines complexes qui sont de natures sociale, politique, historique, etc. mais renvoient toujours à un processus d'analogie permettant de les « naturaliser » et de les « extérioriser » (Douglas, 1999). Ce processus d'analogie offre aux institutions un statut de principe supérieur commun et un caractère objectif. C'est pourquoi les institutions ne sont remises en causes que dans des situations de crise importante. Les individus ne s'interrogent

⁴⁷ Le problème de cette hypothèse, d'un point de vue théorique, est que si l'information est entièrement stockée dans les institutions, alors c'est l'institution qui conduit le devenir d'une société et la liberté individuelle n'existe plus. C'est ce que Marx nommait l'aliénation. Elle est le pendant radical de l'approche néoclassique selon laquelle « in a world of perfect knowledge, there would be no need for institutions » (Acheson, 1994, p.9).

pas sur leur origine et leur histoire et elles sont donc considérées comme « naturelles »⁴⁸. « Autrement dit, la stabilisation de la règle (i.e. le résultat du processus) s'est faite au prix de l'oubli des conditions particulières qui l'ont vue naître (i.e. le processus) » (Biencourt et al., 2001, p.199).

Cependant, le sens d'une règle – qu'il s'agisse de règle régulative ou constitutive – n'est pas présent dans la règle elle-même et c'est pourquoi elle doit être interprétée, à défaut d'être expliquée (Batifoulier et Thévenon, 2001). C'est l'interprétation qui permet de relier la règle au sens et le sens au choix, comme nous l'avons expliqué plus haut.

Dans ce cadre, il est nécessaire de différencier les significations intersubjectives des significations communes. « Les significations intersubjectives correspondent à un consensus, à une convergence du jugement, entre deux sujets indépendants » (Bessy, 2002, p.10). Elles renvoient aux sources des règles réguliatives qui doivent permettre de coordonner les sujets. Mais, pour que des *significations intersubjectives* puissent s'établir, il est nécessaire qu'il existe au préalable des *significations communes*, équivalent à un langage ou un monde commun élémentaire, qui correspond aux règles constitutives. Pour se mettre d'accord sur le contenu d'un objet, encore faut-il pouvoir se comprendre de manière à échanger des points de vue. Selon Bessy (2002), les institutions correspondent à des significations communes qui impliquent l'existence d'un « esprit objectif » avant l'« esprit subjectif » des représentations sociales. L'intersubjectivité ou la convergence de jugement repose ainsi sur un universel de ressemblance préalable (Douglas, 1999).

Pour mieux comprendre ce point, il est possible d'avoir recours au principe de « montée en généralité » qui s'opère à partir de la dispute et de l'épreuve. Pour Luc Boltanski et Laurent Thévenot (1991), la mise en place de régimes de coordination admettent en effet deux moments forts : la « dispute » et l'« épreuve ». La dispute ou le désaccord sur ce qu'est un objet par exemple, va obliger les différentes parties à expliciter sur quoi se fonde leur opinion. Ils vont évoquer alors leurs représentations sociales de cet objet. Cependant, le désaccord les incite à « monter en généralité » pour convaincre l'interlocuteur et à rechercher un principe de justification qui soit « supérieur », plus légitime. Au terme de ce processus, les acteurs en arrivent à des principes de légitimité fondamentaux pour une société tels que le principe

⁴⁸ L'idée de « naturalisation » est liée au fait que le processus analogique renvoie à un ordre naturel supérieur (Douglas, 1999). Ainsi, la conception d'un marché auto-régulé à partir de lois « naturelles » n'est rien d'autre qu'une forme d'analogie visant à offrir au marché un statut d'institution. « Les ressemblances qui fournissent des analogies socialement valides sont instituées avant tout pour légitimer des institutions sociales et non pour raisonner sur des phénomènes physiques [...]. C'est pourquoi les analogies fondatrices doivent rester cachées et que l'emprise du style de pensée sur le monde de pensée doit rester secrète » (Douglas, 1999, p.72).

d'égalité, par exemple. Ces principes élémentaires représentent autant d'institutions, plus ou moins conciliables, dans une société donnée. Ainsi, mettre face à face un expert qui se réfère à des principes « d'efficacité » et de « concurrence » pour évaluer les compensations financières liées à la destruction d'un site naturel, et un acteur local pour lequel ce site est sacré, qui mobilise des principes fondés sur la « tradition », revient à initier un dialogue de sourds. Le caractère sacré de ce site le rend par définition inappréciable en termes monétaires pour l'acteur local. Le premier acteur raisonne par rapport à un monde « industriel » et « marchand » tandis que le second se situe dans un monde « domestique » pour reprendre les termes de Boltanski et Thévenot (1991). Dans ce cas, la construction d'une représentation partagée (signification intersubjective) est impossible faute de référents institutionnels communs (signification commune) préalables. Il faut partir de mondes communs pour pouvoir faire converger des représentations. Il existe six mondes pour Boltanski et Thévenot : « civique », « industriel », « marchand », « domestique », « inspiré » et de « renom » (tableau 6). « Former un "monde"⁴⁹, c'est partager un certain nombre d'attentes, de représentations et d'étalons de valorisation » (Biencourt, Chaserant, Rebérioux, 2001, p.210).

⁴⁹ D'autres grilles de lecture sont tout à fait envisageables. Ainsi, Thompson et al. (1990), proposent une théorie culturelle à travers quatre types de monde : fataliste, hiérarchiste, individualiste et égalitariste. La classification de Thompson est fonction du degré d'intégration et des contraintes externes subies par l'individu. Elle renvoie à quatre mythes de la nature et à quatre types de rationalité.

Tableau 6 : Les mondes communs.

Mondes Communs	Monde de l'inspiration	Monde domestique	Monde marchand	Monde industriel	Monde civique	Monde de l'opinion
Principe supérieur commun	L'inspiration	La tradition	La concurrence	L'efficacité	Le collectif	L'opinion publique
Etat de grand	Indicible et éthéré	La supériorité hiérarchique	Vendable	Performant	La réglementation, la représentation	La célébrité
Dignité	L'inquiétude de la création	L'aisance de l'habitude	L'intérêt	Le travail	L'aspiration aux droits civiques	Le désir de considération
Sujets	Les illuminés	Les supérieurs et les inférieurs	Les concurrents	Les experts	Les personnes collectives et leurs représentants	Les vedettes et leurs supporters
Objets	Le rêve éveillé	Les règles du savoir-vivre	La richesse	Les moyens	Les formes légales	Des noms dans les médias
Investissement	Sortir des habitudes, remise en question permanente	Le rejet de l'égoïsme, l'importance du devoir	L'opportunisme	Les progrès	Le renoncement au particulier	Le renoncement au secret
Rapports de grandeur	La valeur universelle de la singularité	Le respect et la responsabilité	Posséder	Maîtriser	Les rapports de délégation	Être reconnu et s'identifier
Relations	L'alchimie des rencontres imprévues	Le commerce des gens bien élevés	Fondées sur l'intérêt	Fonctionner	Le rassemblement pour une action collective	Les influences et les persuasions
Figures	La réalité de l'imaginaire	La famille, les usages, le milieu social	Le marché	L'organisation	La république démocratique	L'image publique
Epreuve	Le vagabondage de l'esprit	La cérémonie familiale et mondaine	L'affaire	Le test	La manifestation pour une juste cause	La présentation de l'évènement
Jugement	L'éclair de génie	La confiance	Le prix	Effectif	Le verdict du scrutin	Le jugement de l'opinion publique
Evidence	Intuitive	Exemplaire	L'argent	La mesure	Le texte de loi	Le succès
Déchéance	La tentation du retour aux habitudes	Le laisser-aller	La servitude de l'argent	L'action instrumentale	La division	L'indifférence et la banalité

Source : Boltanski et Thévenot (1991).

Le problème du passage des significations individuelles aux significations partagées est donc un problème d'échelles, qui s'articulent avec celles des règles de décision et de coordination (tableau 7).

Tableau 7 : Synthèse de l'articulation entre les différentes échelles de perception et les dynamiques d'apprentissage.

Sujet	Perception des phénomènes	Base de l'évaluation d'un phénomène	Outils d'encodage des informations et de coordination des perceptions	Outils d'aide à la décision individuelle	Origine de l'apprentissage (processus de réorganisation)	Echelles temporelles des dynamiques d'apprentissage	Echelle de mise en commun des perceptions des sujets
Individu	Signification idiosyncrasique	Opinion idiosyncrasique	Modèle cognitif	Modèle cognitif	Dissonance cognitive	Court terme	L'organisation
Communauté de pratique	Signification intersubjective	Opinion commune	Représentation sociale	Règle régulatrice (convention et contrat)	Interaction sociale et conflit	Moyen terme	De l'écosystème jusqu'à l'Etat
Société	Signification commune	Opinion publique	Institution	Règle constitutive (institution)	Crise sociale	Long terme	De la région jusqu'à la biosphère

Section 2 : La démocratie technique pour répondre aux objectifs de la co-gestion adaptative

a- Coûts de transaction et co-gestion adaptative de la biodiversité

Il existe deux raisons majeures pour lesquelles les politiques de conservation de la biodiversité ont jusqu'à présent échoué.

La première est l'importance des coûts de transaction qu'il est nécessaire de surmonter pour gérer une telle ressource commune. Ainsi, les mesures techniques, réglementaires et économiques se sont toutes révélées relativement inefficaces à protéger la biodiversité du fait des coûts de négociation et de contrôle qu'elles impliquent, mais aussi des capacités d'adaptation des usagers (Weber et Reveret, 1993 ; Arrow et al., 2000 ; Gunderson et Holling, 2002 ; Kinzig et al., 2003). Ces coûts de transaction sont d'autant plus importants que ces innovations institutionnelles et techniques ont été réalisées à partir de mesures politiques et économiques centralisées.

Ainsi, dans le domaine de la gestion des ressources naturelles renouvelables, la réduction des coûts de transaction est uniquement envisagée à partir d'une approche de type principal-agent telle que nous l'avons décrite précédemment. Les mesures réglementaires et économiques qui visent à appuyer les bons usages de la biodiversité et à sanctionner les mauvais ne représentent finalement que des contrats bilatéraux entre l'Etat et des particuliers.

L'incomplétude des contrats est utilisée par les acteurs qui maîtrisent le plus d'asymétries d'information, à savoir les « agents » qui sont sur le terrain, aux dépens du « principal » qui est ici l'Etat. C'est pourquoi les mesures politiques sont souvent détournées de leur objectif initial.

Un des problèmes de la gestion centralisée de la biodiversité est que l'Etat, en tant qu'agent contractuel, ne peut bénéficier de la complétude offerte par le contexte⁵⁰, que s'il représente un interlocuteur légitime – c'est-à-dire envers lequel il existe une relation de confiance – aux yeux des usagers locaux. Or, cela est rarement le cas, car cette relation de confiance est fondée sur l'intensité des relations qu'entretiennent des individus entre eux comme nous l'avons déjà expliqué.

La deuxième raison majeure pour laquelle les politiques de conservation ont échoué est une mauvaise prise en compte de l'incertitude et de la complexité par les scientifiques et les décideurs. Les scientifiques préfèrent souvent se réfugier derrière des axiomes qui déforment davantage qu'ils ne réduisent la réalité (Kinzig et al., 2003) et les politiques veulent pouvoir avoir un discours clair, ce qui est impossible lorsqu'il doit être fondé sur des informations complexes. Les scientifiques et les politiques s'incitent donc mutuellement à garder une approche qui ne prend pas en compte la complexité. Les experts se chargent de faire le lien entre les deux.

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. 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.

C'est pourquoi la science est 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.

⁵⁰ Cf. section précédente.

- 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.

L'absence de remise en cause profonde de ces méthodes de gestion s'est traduite dans les faits par le « passage du risque à la menace, des expertises fondées moins sur des acquis que sur des hypothèses, ou effectuées de plus en plus en période de crise » (Gilbert, 2001, p.73). Ces méthodes sont aussi 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 sur les bénéfices économiques en général.

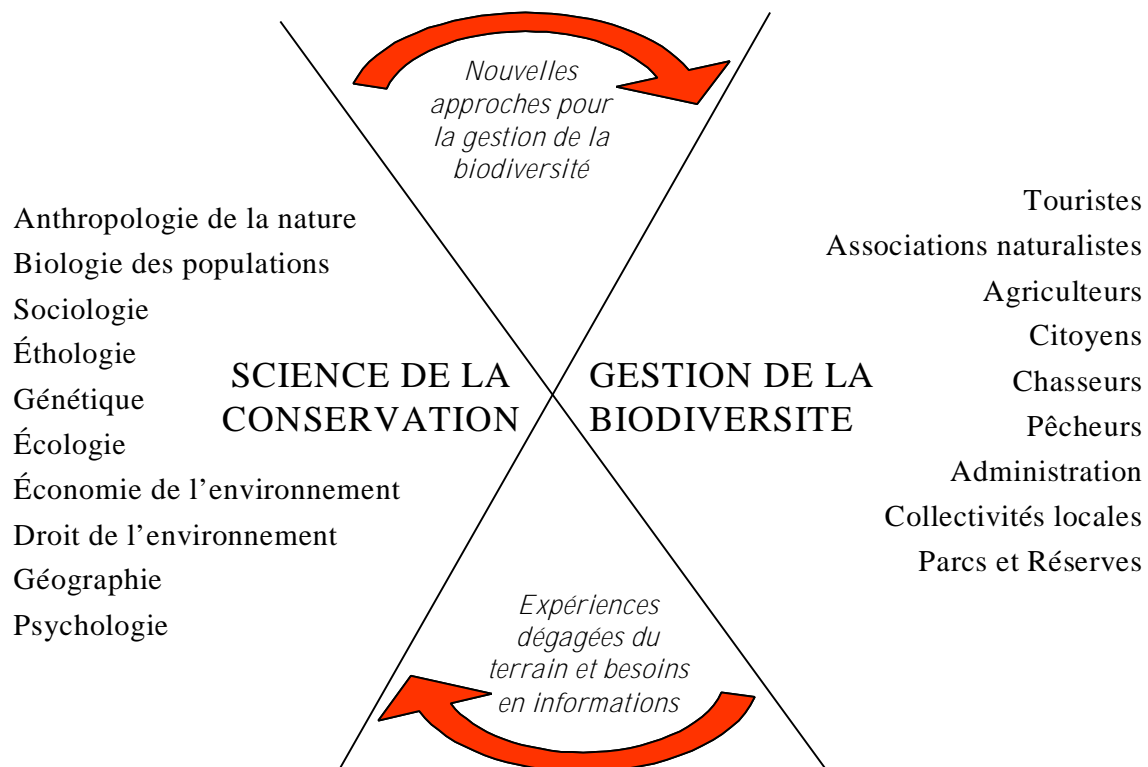
- La mise en place d'agences spécialisées initialement flexibles mais qui deviennent très rapidement myopes, rigides et dont la stratégie est guidée par une quête de survie. En effet, la captation de fonds, de moyens, de postes, devient souvent l'objectif final de ce type d'agences.
- La mise en place 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'internalisation des coûts liés à l'érosion de la biodiversité et la mise en place d'un lobbying ayant pour unique objectif de maintenir en place 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 système 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 pourquoi à l'approche analytique doit se substituer une approche systémique qui laisse sa place aux interactions, à la complexité et aux incertitudes des mécanismes en jeu (Passet, 1979, 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, il faut 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, doit se substituer une démarche impliquant différentes disciplines autour de questions ou d'objets communs. Au concept de rationalité centré sur une définition économique, doit se substituer un concept de rationalité impliquant un minimum de cohérence entre les fins et, autant que possible, une cohérence entre les fins et les moyens.

C'est en partant du constat de l'inefficacité des modes de gestion traditionnels, de l'existence de coûts de transaction élevés pour gérer les ressources naturelles renouvelables et des difficultés qu'avait la science à prendre en compte l'incertitude, 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, 1996a). 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 dans lequel les décideurs et les scientifiques doivent collaborer (figure 8).

Figure 8 : La gestion adaptative de la biodiversité.



Source : Barbault, 2000

La question de la diversité des acteurs qui cohabitent dans un même écosystème devient dès lors centrale et certains auteurs parlent ainsi 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.

L'inefficacité des méthodes de gestion traditionnelles des ressources naturelles renouvelables aurait ainsi souvent pour origine une mauvaise prise en compte du contexte et notamment (North, 1999) :

- De la structure institutionnelle qui reflète un ensemble de croyances difficiles à faire évoluer. Or, les mesures mises en place vont forcément à l'encontre de certaines croyances et créent des menaces pour certaines organisations en place.
- Des interdépendances entre les institutions formelles. Il sera ainsi souvent contre-productif – voire catastrophique – de vouloir agir sur une seule institution sans prendre en compte l'ensemble de la matrice institutionnelle qui détermine le contexte social.
- Des interdépendances entre les institutions formelles et informelles – souvent négligées par les politiques – qui sont à l'origine de l'efficacité des systèmes sociaux en complétant les espaces d'incertitude.

C'est pourquoi il est possible d'affirmer que la matrice institutionnelle, la diversité des perceptions et les conflits que toute innovation institutionnelle peut engendrer sont les principales sources de coûts de transaction pour la mise en place de politiques de conservation efficaces.

Dans cette perspective, gérer la biodiversité nécessite avant tout de gérer les interactions entre les hommes à propos de la biodiversité (Lal et al. 2002) en vue de coordonner leurs actions sur celle-ci. Ainsi, « 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 répartie⁵¹ pour en améliorer le fonctionnement global » (Chevassus-au-Louis, 2002, Actes des Journées de l'IFB, p.7).

⁵¹ « Capacités de perception et de compréhension de l'environnement et d'adaptation à ces évolutions ».

La gestion adaptative a un ancrage local car il s'agit de l'échelle spatiale à laquelle les coûts de transaction sont les moins élevés (Pretty, 2003). L'échelle locale est, en effet, l'échelle spatiale à laquelle les asymétries d'information sont les moins importantes et où les comportements opportunistes peuvent être rapidement identifiés. Il s'agit, par ailleurs, de l'échelle à laquelle les interactions sociales sont le 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). D'autre part, la gestion de la biodiversité nécessite de connaître et de comprendre, au moins partiellement, les interactions écologiques pour pouvoir les gérer. Or, 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. C'est également à cette échelle qu'il est possible d'identifier : les services offerts par la biodiversité à l'homme ; l'impact des activités humaines sur la biodiversité ; les acteurs à l'origine de ces impacts ; les réponses adaptées au contexte écologique et social. Il s'agit par ailleurs de l'échelle à laquelle s'établissent les processus de discussion et de négociation. Ainsi, dans une certaine mesure, toutes les discussions, même celles qui concernent les conventions internationales, ont une dimension locale et contextuelle. Plus les « constructeurs » d'accords et de conventions seront aussi les usagers d'une biodiversité qu'ils perçoivent et utilisent localement, plus les discussions entre ces derniers seront fructueuses. Plus les « constructeurs » seront éloignés de la réalité locale des interactions, moins leurs jugements seront adaptés aux problèmes locaux. Enfin, il s'agit de l'échelle à laquelle des innovations institutionnelles, techniques ou organisationnelles, concernant la gestion de la biodiversité, peuvent être imaginées et testées.

Une bonne gestion adaptative est par ailleurs fondée sur une gestion de la résilience. En effet, c'est cette propriété des systèmes société-nature qui offrira les capacités de réorganisation du système après une crise. La résilience fournit la capacité d'atténuer les changements soudains mais elle fournit aussi les éléments qui vont permettre une réorganisation du système de manière à ce qu'il puisse faire face aux futures variabilités d'origine écologique ou sociale (Berkes et Folke, 1998). Elle détermine ainsi les potentialités futures dont dispose un système société-nature pour son évolution. La résilience est le fruit d'une histoire qui s'exprime par des structures écologiques et sociales.

Comme nous l'avons souligné, ces structures ont encodé de l'information au fil du temps. C'est pourquoi elles représentent une mémoire des interactions passées et permettent

d'orienter les dynamiques actuelles de manière à ce que le système puisse s'adapter en permanence aux variabilités continues mais aussi aux événements inattendus (Berkes et Folke, 2003). Si ces capacités d'adaptation sont faibles, on parlera d'un système vulnérable. Si elles sont fortes, il s'agira d'un système résilient. Plus la résilience est forte, plus les crises que subira le système seront de courte durée et réversibles. Dans un système résilient, les variabilités sont des sources d'opportunité qui permettent de mettre en place des processus d'innovation et d'adaptation tandis que dans un système vulnérable elles seront uniquement source de risques.

En écologie, la résilience est souvent associée à la biodiversité et en particulier à la diversité fonctionnelle (Barbault, 1997; Berkes et al., 2003). La biodiversité fournit en effet une assurance spatiale et temporelle aux écosystèmes qui leur permet d'offrir les réponses fonctionnelles les mieux adaptées aux changements exogènes et de se réorganiser en permanence (Loreau et al., 2001 ; Loreau et al., 2003). Ce sont ces caractéristiques qui permettent à la biodiversité de maintenir un flux constant de services écosystémiques utiles à l'homme (Costanza et al., 2000 ; MEA, 2005).

En sciences sociales, la résilience est un phénomène récemment étudié (Folke, 2003). Cette question s'articule avec le design des matrices institutionnelles⁵², composées notamment de droits d'accès et d'usages sur les ressources. Il semble en particulier que, dans les PED où les populations rurales sont fortement dépendantes des ressources naturelles renouvelables qui les entourent, la résilience soit assimilable à une diversité institutionnelle qui se traduit, comme pour les systèmes écologiques, par une diversité fonctionnelle (Low et al., 2003). Ainsi, une diversité de droits d'accès et d'usage, effectifs et légitimes, offrirait des capacités d'adaptation importantes pour les populations locales en étant à la base d'une diversité de règles d'accès et d'usage qui facilite la co-existence de différentes pratiques, offre la possibilité d'adapter les pratiques en fonction des variabilités naturelles et permet de mutualiser les risques. La mutualisation des risques est liée à plusieurs choses (Dasgupta, 2001 ; Galbraith, 1980) : la co-existence de droits communs et privés qui offre souvent la seule assurance – sous forme d'accès alternatifs aux ressources – aux populations pauvres contre les aléas naturels ; l'intensité des liens de réciprocité que cette diversité de règles implique au sein d'une société, ce qui lui permet de résister et de s'adapter aux pressions extérieures ; le frein qu'elle représente pour le développement de la monoculture intensive en compliquant toute tentative de remembrement à grande échelle.

⁵² Les structures sociales vont en effet être envisagées à partir de ce qui permet d'organiser les interactions sociales, c'est-à-dire en premier lieu les institutions.

D'une manière générale, la diversité des modes de régulation offre des capacités d'adaptation plus importantes aux sociétés pour faire face aux problèmes environnementaux en offrant une gamme d'outils de gestion plus large (Godard, 1993 ; Low et al., 2003).

Au-delà de la diversité structurelle, la résilience d'un système semble largement fonction de son niveau de connectivité, c'est-à-dire de la quantité et de l'intensité des interactions qui l'animent. Un écosystème sera ainsi d'autant plus résilient que les réseaux trophiques qui le composent sont complexes. Un système social sera d'autant plus résilient qu'il est fondé sur un niveau élevé de liens sociaux – de capital social.

Un autre élément essentiel de la résilience des systèmes est leur capacité d'innovation. Ces capacités sont liées à l'existence d' « acteurs innovants » au sein du système. Il peut s'agir d'un gène, d'un individu ou d'une organisation. Il a, dans tous les cas, un rôle pionnier – émergent – essentiel pour la réorganisation du système (Holling et Gunderson, 2002). Ce sont en effet les minorités agissantes qui changent l'ordre des choses et non pas la masse souvent passive (Morin, 1996). Ce sont souvent les micro-organismes tels que les virus qui vont engendrer les plus grands bouleversements dans les écosystèmes et non pas forcément les grands prédateurs. Les mutations – ou innovations – gagnantes pour les « systèmes » sont à l'origine des dynamiques écologiques, économiques et sociales. Les idées, les changements, les solutions viennent du bas. Les processus d'innovation sont fondamentalement des processus de bottom-up et non pas de top-down.

Dans cette perspective, un changement de dynamique à une échelle micro aura des conséquences à l'échelle méso qui induira elle-même des changements à l'échelle macro. Une innovation au sein d'une entreprise se propage à tout un secteur, transforme les règles économiques et finalement bouleverse la société (Schumpeter, 1942). L'homme, et la nature de manière plus générale, sont des forces de création qui transforment en permanence les dynamiques sociales et écologiques. L'identification de leaders locaux, porteurs de projets, est ainsi essentielle pour qu'émerge une co-gestion adaptative. « Individual actors serve as key players in institution building and organizational change in relation to ecosystem dynamic and facilitate horizontal and vertical linkages in the adaptative co-management process » (Olsson et al., 2004, p.83). Il est donc nécessaire de créer des conditions institutionnelles favorables à l'émergence de comportements innovants et adaptatifs.

L'identification des institutions permettant la réduction des coûts de transaction entre acteurs et facilitant les comportements innovants, pour la mise en place d'une co-gestion adaptative

de la biodiversité efficace, est cependant délicate car 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) identifie 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. Ainsi, 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 deviennent 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 doit exister des processus de learning-by-doing au sein desquels les nouvelles connaissances sont testées sur le terrain puis complétées. Il faut que les informations relatives aux dynamiques adaptatives soient intégrées dans les institutions sociales de gestion de la biodiversité. En particulier, ces informations doivent être relayées par des réseaux sociaux, mieux adaptés que les organisations d'expertise rigides. C'est en

intégrant ces informations dans les institutions qu'il sera possible d'observer des processus d'apprentissage collectif. Ces processus d'apprentissage collectif ne doivent cependant pas diluer, homogénéiser ou diminuer la diversité des expériences et des connaissances.

- 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.

Les liens entre ces quatre éléments ne peuvent être réalisés que s'il existe des systèmes de suivi et d'évaluation connectés aux prises de décision, aux processus d'apprentissage et aux programmes de recherche sur les interactions entre les activités humaines et les dynamiques de la biodiversité (Folke, 2003). Cela nécessite en premier lieu de dépasser les frontières entre disciplines.

b- L'origine des frontières entre disciplines

Les scientifiques représentent une communauté de pratique qui se subdivise en de nombreuses sous-communautés de pratique, en fonction de disciplines et de spécialités. En ce qui concerne la conservation de la biodiversité, il est nécessaire de prendre en compte les informations issues de nombreuses disciplines : écologie, génétique, anthropologie de la nature, économie de l'environnement... Le problème est qu'il existe de nombreux coûts de transaction à surmonter lorsque ces disciplines veulent travailler ensemble sur cet objet commun qu'est la biodiversité.

Ces coûts de transaction sont liés à de nombreux paramètres tels que les méthodes, les outils d'analyse et les jargons utilisés par chaque discipline. Les coûts de transaction qui existent entre les scientifiques et les « gestionnaires » reposent à peu près sur les mêmes points. En effet, un scientifique acquiert le statut de profane lorsqu'il doit interagir avec un spécialiste d'une autre discipline. C'est pourquoi identifier les coûts de transaction entre disciplines permet d'identifier ceux qui existent entre les scientifiques et les profanes. Tout est un problème de compréhension mutuelle et il apparaît en fait aussi difficile de communiquer entre disciplines qu'entre les scientifiques et les acteurs locaux⁵³.

⁵³ Nous ne nous intéressons pas ici à un problème organisationnel fondamental qui est le système de classification disciplinaire sur lequel repose la mise en place des laboratoires, des programmes de recherche, des financements, des postes, et qui se fait aux dépens d'une organisation fondée sur des problématiques ou des thématiques.

Détaillons donc les frontières qui existent entre les disciplines pour pouvoir mieux comprendre cette question.

La première frontière est liée au langage. Les disciplines *parlent* plusieurs langages liés à des classifications du monde, à des jargons, à des outils et à des méthodes. L'économie utilise par exemple les notions de catégorie socioprofessionnelle (CSP), d'entreprise, de ménage, de consommation finale, de consommation intermédiaire... pour classer et organiser le monde qu'elle étudie. Les biologistes, de leur côté, vont utiliser des notions telles que celles de taxon, de règne, de population, d'interactions... Non seulement il n'y a pas de langage commun mais parfois les mêmes mots n'ont pas le même sens. Prenons l'exemple des concepts de richesse et de rareté en économie et en écologie. Commençons par souligner que ces deux concepts ont un rôle essentiel dans la représentation que l'homme se fait du monde. Parler de richesse, c'est parler de bien-être et de ce qui fait avancer – et courir – les hommes, les pays et le monde. Parler de rareté, c'est parler d'un problème de pénurie auquel la société doit faire face et qui soulève des questions de répartition de la ressource rare.

D'un point de vue usuel, la richesse est entendue comme la « possession de grands biens, d'argent en grande quantité » mais aussi comme « le caractère de ce qui contient beaucoup d'éléments de grande importance » (Petit Robert, 2006, p.2303). Les synonymes en sont « la fortune, l'aisance, l'opulence, l'abondance ».

En économie, la richesse d'un pays est mesurée à partir de l'agrégation des valeurs ajoutées produites dans ce pays. Cette agrégation représente le PIB. C'est le taux de croissance du PIB qui est aujourd'hui l'indicateur le plus utilisé par les sociétés occidentales pour qualifier un niveau de développement. Ici, la richesse est associée à la quantité. Les économistes envisagent donc la création de richesse à partir de la production de biens homogènes qui peuvent être agrégés grâce au recours à des unités d'équivalence monétaire.

En biologie, la richesse est associée à la diversité : diversité des espèces au sein d'une communauté, diversité génétique au sein d'une population, diversité des interactions au sein d'un écosystème. Les indicateurs clés pour qualifier la richesse sont la richesse spécifique d'une communauté et, dans une moindre mesure, la variabilité génétique. Les biologistes envisagent la création de richesse à partir du maintien ou de la restauration d'une diversité d'entités vivantes hétérogènes.

Penser la richesse à partir de la diversité ou de l'homogénéité, de la qualité ou de la quantité, implique des visions du monde non seulement différentes mais aussi antagonistes. C'est

pourquoi, avant de parler de richesse dans un travail impliquant plusieurs disciplines, il est important de savoir ce que l'on met derrière ce terme.

Prenons l'exemple de la rareté maintenant. Dans son sens usuel, la rareté est « la qualité de ce qui est peu commun » (Petit Robert, 2006, p.2172). La rareté renvoie à la notion de « pénurie et de manque ».

L'économie, dans sa version marginaliste et moderne, est la science de l'allocation optimale des ressources rares. Elle met donc la question de la rareté au cœur de son analyse. Cette rareté est entendue de manière relative et est liée à une idée de déséquilibre entre l'offre et la demande sur les marchés de biens et services. Ainsi, un bien est rare lorsqu'il existe une tension entre une offre limitée de ce bien et une demande importante, conduisant à une augmentation du prix du bien. C'est pourquoi le prix, en économie néoclassique, apparaît non seulement comme le meilleur indicateur de rareté mais aussi comme le meilleur moyen pour organiser la production et l'allocation optimale de ressources rares.

La biologie pense quant à elle, la rareté de manière absolue. La rareté est un concept clé de la biologie et est à l'origine de l'émergence d'une discipline spécifique : la biologie de la rareté. La rareté est entendue ici comme un manque d'abondance. Les espèces seront d'autant plus rares qu'elles seront composées d'un petit nombre de populations composées elles-mêmes d'un petit nombre d'individus. La rareté renvoie à des risques d'extinction car elle pose le problème de la vulnérabilité de ces populations et espèces.

En fait, la tension entre ces deux représentations de la rareté est à l'origine de nombreux malentendus, notamment pour l'économiste qui voit dans la rareté un moyen de régulation à part entière. En effet, ce qui est rare a une valeur monétaire et peut donner lieu à des échanges marchands. Le problème est que la biodiversité est un bien collectif que l'on peut consommer sans payer de droits d'accès. Sa rareté croissante n'implique donc pas une demande plus importante sur des marchés, ni des prix plus élevés. Le prix, dans ces conditions, n'est ni un bon indicateur ni un bon moyen de régulation de la rareté et de l'usage de la biodiversité.

Une autre source de coûts de transaction qui renvoie toujours pour une part à une question de langage, concerne les échelles d'équivalence utilisées dans les disciplines.

L'écologie est une science du moyen terme et du long terme tandis que l'économie est une science du court terme, voire du très court terme lorsqu'elle s'intéresse aux dynamiques des marchés boursiers. De plus, les notions de court terme, de moyen terme et de long terme n'ont pas le même sens selon les disciplines. Le long terme en économie se situe entre cinq et trente

ans tandis qu'il s'agit du temps de l'évolution en écologie. Par ailleurs, les échelles organisationnelles de référence en écologie sont le gène, l'individu, la population, la communauté, l'écosystème ou la biosphère. En économie, il s'agira du consommateur, du ménage, de l'entreprise et de l'Etat. Il en va de même pour les échelles spatiales puisque les économistes s'intéressent principalement aux échelles nationales, administratives ou territoriales, tandis que les écologues se focalisent sur des habitats spécifiques, des bassins versants ou des régions biogéographiques.

Les tensions entre ces différentes échelles, en particulier entre les échelles de temps, sont aussi à l'origine des principales difficultés pour mettre en place une science de l'intégration. Il est donc nécessaire, pour tout travail pluridisciplinaire, de réaliser une mise en cohérence des échelles, sans quoi il existera des problèmes de compréhension concernant les dynamiques analysées.

Une autre source de coûts de transaction entre sciences de la nature et sciences humaines est la question de la place de l'observateur. Pour les sciences bio-physiques, l'objectivité est garantie par l'extériorité de l'observateur. Pour les sciences sociales, cette extériorité n'existe pas. En effet, la dimension culturelle, les expériences passées, les croyances, les représentations sont autant d'éléments qui orientent l'interprétation de l'observateur. De cette différence de point de vue, naît un problème de fond lorsqu'on cherche à faire de l'interdisciplinarité (Westley et al., 2002 ; Bradshaw et Bekoff, 2001) : l'opposition entre l'approche naturaliste des sciences bio-physiques et l'approche constructiviste des sciences humaines (exception faite du courant économique dominant).

Cette opposition se résume facilement. Pour les tenants de l'approche naturaliste, homme + nature = écosystème. Pour les tenants de l'approche constructiviste, homme + nature = système social. Il s'agit là d'un vieux débat entre une perspective anthro-centriste et une perspective écolo-centriste mais qui reste toujours d'actualité. Ainsi, lorsque la revue *Conservation Ecology* a choisi, en 2003, de changer de nom pour marquer son caractère véritablement pluridisciplinaire, la question de savoir s'il fallait l'appeler *Ecology and Society* ou *Society and Ecology* a posé un problème important à ses éditeurs⁵⁴. Pour la petite histoire, c'est le premier nom qui a été retenu.

Cette opposition entre approches naturaliste et constructiviste a des conséquences concrètes sur les travaux scientifiques concernant les liens entre l'homme et la nature. Dans sa version

⁵⁴ Cette anecdote nous vient de Michel Etienne.

la plus radicale, la perspective naturaliste considère l'homme comme un mammifère « évolué » (Westley et al., 2002) et, de manière plus générale, comme une source de pression exogène sur la biodiversité. Inversement, les sciences sociales dans leur version radicale, ne voient dans la biodiversité qu'un bien économique ou un objet social autour duquel des relations humaines se construisent. De manière générale, la biodiversité est considérée comme une contrainte extérieure ou un médium qui n'a qu'un rôle instrumental pour des fins humaines.

Il est intéressant d'évoquer les arguments clés mobilisés par les tenants de ces deux perspectives. Pour les premiers, la question des interactions entre l'homme et la biodiversité doit être pensée dans une perspective écolo-centriste car l'homme appartient à la biosphère et que cette contrainte bio-physique doit être considérée comme première. Pour les anthropocentristes, l'argument clé est que la question de la biodiversité n'existe que parce qu'un processus social l'a fait émerger et que la biodiversité – en tant que question scientifique et sociale – n'a de valeur que parce que certains individus lui en accordent une.

En fait, les deux arguments sont recevables et ont une portée opérationnelle fondamentale : la biodiversité est aujourd'hui largement dépendante de l'évolution des comportements humains et l'homme est, in fine, totalement dépendant de l'état de la biodiversité. Nous avons cependant adopté une approche, dans notre travail, qui pourra apparaître comme anthropocentriste. En effet, si l'approche par les écosystèmes, qui est celle défendue par la CBD ou le MEA, tient compte de la diversité des échelles spatiales et temporelles pour intégrer les problèmes écologiques et sociaux, il lui manque la dimension symbolique et perceptive qui est un élément essentiel à la compréhension des usages de la biodiversité, comme nous l'avons expliqué dans la section précédente. Ainsi, comme l'énonce Westley et al. (2002, p.104-105), « while some biologists, sociobiologists, and evolutionary psychologists are inclined to define people as "just" a more highly evolved mammal, it can nonetheless be argued that due to the dominance of this species, its system has come close to engulfing and subsuming the natural system and should be seen as not merely a variable but a context for determining ecological processes [...]. Yet another way to frame this relationship is to argue that self-organizing properties of human systems are overtaking the self-organizing properties of ecological systems ».

Une autre source non négligeable de coûts de transaction concernant les relations qu'entretiennent les sciences humaines et les sciences biophysiques, est l'existence d'un certain mépris, ou tout du moins d'une certaine suspicion des « sciences dures » vis-à-vis des

« sciences molles »⁵⁵ (Arias et Fischer, 2000). Ce mépris tient à plusieurs critiques qui sont faites aux sciences humaines (Bradshaw et Bekoff, 2001) : le manque de reproductibilité des expériences, l'incertitude sur les liens de causalité, la faiblesse des analyses quantitatives, l'absence de cadre théorique rigoureux compensé par des axiomes souvent idéologiques – pour l'économie notamment. Mais des arguments organisationnels sont aussi avancés : un système de publication scientifique moins rigoureux (avec une moindre importance accordée au système de revues à facteur d'impact notamment), un encadrement des thèses beaucoup plus « laxiste » et l'utilisation de concepts « verbeux ».

En fait, si on laisse de côté les arguments organisationnels qui renvoient plus à des lieux communs qu'à une véritable critique scientifique, les jugements des sciences dures concernent en premier lieu le problème de la reproductibilité et de l'incertitude sur les liens de causalité. Ces deux critiques reposent sur un unique élément : des conditions de laboratoire. Or, à l'heure où de nombreux scientifiques issus des sciences dures doivent sortir de leur laboratoire pour donner des conseils aux « décideurs » sur des phénomènes bio-physiques tels que le réchauffement climatique ou l'érosion de la biodiversité, il apparaît que les sciences de la nature sont aujourd'hui l'objet des mêmes critiques qu'elles faisaient hier aux sciences humaines. En effet, les processus d'expérimentation en laboratoire apparaissent souvent incapables de décrire ce qui se passe dans la réalité. Il devient donc nécessaire de mener les expériences in-situ, ce qui pose alors le problème de la reproductibilité des conditions d'expériences. Il suffit que la température ou l'ensoleillement change pour que les conditions de reproductibilité « objectives » soient faussées. Les liens de causalité deviennent quant à eux extrêmement délicats à établir compte tenu de l'impossibilité physique d'isoler les éléments du tout. Les écosystèmes sont des systèmes complexes où il existe de nombreuses interactions qui rendent les liens de causalité beaucoup plus délicats à interpréter que dans un laboratoire où tous les paramètres sont sous contrôle. Par ailleurs, il est souvent très difficile de distinguer l'impact des effets anthropiques de ceux des effets « naturels ». Aux incertitudes liées à la collecte de données vont se joindre celles liées à l'interprétation des phénomènes observés et aux hypothèses qui fondent cette interprétation. Ces éléments ne veulent pas dire que les expériences et les interprétations sont de nature arbitraire mais qu'elles impliquent des

⁵⁵ Il existe aussi un certain mépris des sciences humaines pour les sciences biophysiques mais il ne bénéficie pas du même soutien institutionnel. Cette suspicion se décline entre disciplines au sein des sciences biophysiques (par exemple : écologues vis-à-vis des systématiciens et vice versa) et au sein des sciences humaines (par exemple : anthropologues vis-à-vis des économistes et vice versa) pour de nombreuses raisons que nous ne pouvons décrire ici. Nous nous contentons de détailler partiellement le clivage originel qui permet de comprendre en partie tous les autres.

espaces d'incertitude non négligeables car il est tout simplement impossible de décrire l'ensemble d'un système complexe, ni d'en avoir une entière compréhension.

La critique concernant le manque de quantification et l'absence de cadre théorique rigoureux, ensuite, est liée à un malentendu. Les sciences humaines se refusent à rendre *tout* commensurable – à l'exception d'un nombre restreint d'économistes – et considèrent une diversité de cadres théoriques comme une diversité de moyens de penser le monde. Cette diversité de cadres théoriques, liée à la complexité des systèmes sociaux, est une source de réfutation tout comme l'est la diversité des modèles mathématiques utilisés en sciences de la nature. Il est ainsi important de rappeler que les controverses scientifiques concernant une question aussi importante que les relations entre biodiversité et stabilité des écosystèmes en écologie, ont pour origine la diversité des modèles mathématiques utilisés pour comprendre ces relations durant les années 70 et 80 (McCann, 2000). Nous reviendrons sur ces questions lorsque nous aborderons le problème des modèles intégratifs dans le cinquième chapitre.

Il existe enfin une certaine hypocrisie à parler de « fondements idéologiques » pour les sciences sociales et d' « hypothèses scientifiques » pour les sciences bio-physiques lorsque sont évoqués les axiomes disciplinaires, sous le prétexte que les premières s'intéressent aux sociétés humaines et les secondes au monde biophysique (Bradshaw et Bekoff, 2001). En effet, les hypothèses des sciences dures sont elles-aussi fondées sur des représentations du monde spécifiques et des conventions. Elles ont aussi une dimension idéologique.

On en revient donc à la question de l'objectivité des sciences naturelles et de la subjectivité des sciences humaines. Le problème de l'objectivité et de la subjectivité envisagé sous un angle « idéologique » pose le problème de la normativité. En sciences humaines, cette question est analysée, et critiquée, notamment en économie où de nombreux modèles ont pour objectif de chercher des situations sociales dites « optimales ». La biologie, l'écologie et les sciences naturelles de manière générale, ne s'intéressent pas à cette question du fait de l'hypothèse d'extériorité vis-à-vis des objets étudiés. Or, les représentations de la nature ont eu une place importante dans la manière dont les sciences biophysiques ont développé leurs hypothèses au cours de ces deux derniers siècles (tableau 8).

Tableau 8 : Les tendances majeures des représentations alternatives de la nature.

	Stabilités	Processus	Politiques	Conséquences
Nature statique	Pas traité	Stochastique	Aléatoire	Essai et erreur
Nature équilibrée	Stable	Rétroactions négatives	Optimale avec retour à l'équilibre	Pathologie de la surprise
Nature anarchique	Instable	Rétroactions positives	Principe de précaution	Statu quo
Nature résiliente	Plusieurs stabilités possibles	Pressions exogènes et rétroactions endogènes	Maintien de la variabilité	Adaptation aux échelles locales et surprise structurelle
Nature évolutive	Changement permanent	Diversité des échelles et discontinuité des structures	Flexible, adaptative, exploratoire	Apprentissage intensif et évolutions institutionnelles

Source : Holling, Gunderson et Ludwig, 2002, p.12

Cette question de la normativité ne peut être éludée par une discipline comme la biologie de la conservation qui se fixe pour objectif d'offrir des outils d'information permettant de lutter contre l'érosion de la biodiversité. Fournir de tels outils, c'est agir sur les choix politiques et orienter les décisions car ces derniers vont être utilisés pour appuyer des arguments reflétant les intérêts de certaines communautés de pratique. Il existe en effet des oppositions sur ce que l'homme doit conserver – gène, espèce, espèce dans leur milieu naturel, fonction, information – et sur la meilleure manière de le mesurer – abondance, diversité. C'est pourquoi les normes retenues pour qualifier l'érosion de la biodiversité vont refléter des résultats scientifiques mais aussi des principes moraux⁵⁶.

Enfin, un dernier problème de fond concernant les coûts de transaction entre sciences humaines et sciences naturelles est la manière d'envisager la production de connaissances et les savoirs scientifiques.

En effet, les scientifiques issus des disciplines de biophysiques s'intéressent à la production de connaissances génériques valables en tout lieu et de tout temps. Evidemment, celles-ci évoluent mais les discussions scientifiques sont toujours envisagées à cette échelle. Cette propriété générique offre à la connaissance produite son statut de véracité et les bases sur lesquelles il est possible de la réfuter. L'enjeu est de tester des lois.

⁵⁶ Il existe trois types d'éthique environnementale : anthropocentriste, bio-centriste et éco-centriste (Delord, 2003). La première considère que c'est par l'homme que les valeurs peuvent être attribuées. La seconde considère que toute vie a une valeur en soi. La troisième associe l'éthique à des relations, à des interactions entre humains et non-humains, ce qui implique un système de droits et de devoirs.

L'approche des sciences humaines, et en particulier de l'anthropologie, est que la connaissance est forcément contextuelle et relative. En effet, comprendre des phénomènes nécessite de les contextualiser et d'en restituer la complexité. Sans cela, il n'est pas possible d'accorder du sens aux résultats obtenus.

On retrouve ici la question des tensions entre les dimensions idiosyncrasique et générique de toute recherche, de toute perception et de toute réalité.

L'interdisciplinarité est donc affaire de compromis. Ceci explique pourquoi les processus interdisciplinaires représentent avant tout des processus sociaux dans lesquels beaucoup de personnes et de disciplines n'ont pas intérêt à entrer. En effet, s'investir dans un programme transversal, c'est accepter de remettre à plat ses connaissances ainsi que ses croyances et c'est aussi risquer de perdre de son pouvoir symbolique⁵⁷.

En fait, construire une science de la soutenabilité qui se veut interdisciplinaire, ne nécessite pas pour les disciplines de devenir plus dures ou plus molles, mais simplement plus critiques envers elles-mêmes et plus tolérantes envers les autres, sans quoi aucun échange ni aucune intégration n'est possible. Ainsi, comme l'énoncent Bradshaw et Bekoff (2001, p.462-463), « the best science becomes defined as the examined science and on that uses both the science of parts and the science of integration for understanding and action ».

c- Pluri- ou inter- disciplinarité: vers une science de la soutenabilité

La première étape pour réaliser une science de l'intégration est de lancer des travaux transversaux. Ce travail peut être envisagé de différentes manières (Morin, 1994).

La première est de considérer que chaque scientifique travaille sur une question commune 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 biodiversité⁵⁸. 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

⁵⁷ On peut noter que plus on est spécialisé dans un domaine, plus le risque de perdre du pouvoir est grand.

⁵⁸ Il est possible d'évoquer le récent livre sur la biodiversité édité par des spécialistes de plusieurs champs disciplinaires intéressés par cette question : Marty P., Vivien F-D., Lepart J. et Larrère R., *Les Biodiversités, objets, théories, pratiques*, CNRS Editions, 261p. Ce livre, bien que passionnant, se limite à une suite d'articles renvoyant à des champs disciplinaires spécifiques. Il ne propose pas une approche véritablement intégrée de la question de la biodiversité.

travaux réalisés, il les présente au collectif de chercheurs investis dans le projet. Cette perspective est la perspective *pluridisciplinaire*. On 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 donc très peu de coûts de transaction entre les différentes parties 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 processus transversal 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 nécessite 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 des 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 »⁵⁹ 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).

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,

⁵⁹ Voir : <http://sustainabilityscience.org>

intérêts et préférences vont entrer en conflit et chaque participant va devoir accepter de perdre une partie de ses espaces de liberté. En fait, 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, pour se concentrer sur des critères génériques tels que le critère de réfutation ou celui de justice. 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, de manière à créer une atmosphère propice à un travail transversal 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 : la prise en compte de rapports de force fondés sur des statuts spécifiques et des asymétries d'information ; le respect de principes de justice lors des débats ; l'utilisation d'outils de médiation qui facilitent les négociations et permettent de créer un langage commun. Mais il faut surtout avoir recours à un médiateur qui va offrir aux travaux interdisciplinaires leur caractère objectif en veillant à ce que les principes de justice à la base du processus soient respectés. En effet, l'interdisciplinarité n'a aucun sens si elle se traduit par la domination de l'opinion d'une discipline sur les autres.

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... 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, la question des représentations et des conflits... Cependant, toutes les questions doivent donner lieu à des mises en commun et souligner les interdépendances qui existent entre les dynamiques sociales et les dynamiques écologiques.

La complexité offre le langage commun à partir duquel il est possible de penser l'interdisciplinarité. La complexité est liée au nombre de relations de dépendance qui existent entre les éléments d'un système (Levin, 1998). Cette quantité de relations interdit les liens de causalité univoques. Elle interdit aussi de considérer le tout comme la somme des parties ou comme le représentant de ces parties. C'est pourquoi il n'est pas possible de se référer à des moyennes nationales pour représenter des situations locales ou de généraliser des résultats locaux pour expliquer des dynamiques macro.

Dans un système complexe, la stabilité est toujours considérée comme une situation exceptionnelle. Les variabilités ne sont pas source de désordre car la complexité des interactions au sein des écosystèmes permet une adaptation permanente du système à partir de processus d'auto-organisation et de boucles de rétroaction (Barbault, 1997).

En interagissant, les individus construisent leurs institutions et leurs représentations qui, par un effet de rétroaction, influe aussi sur les interactions sociales. De la même manière, les individus des populations animales structurent le milieu dans lequel ils évoluent à partir de relations intra et interspécifiques, et ce milieu leur crée des contraintes environnementales.

Il existe trois principes essentiels pour appréhender la complexité (Morin, 1996, p.254) : le principe de boucle rétroactive et auto-productive – qui caractérise la dynamique du système ; le principe hologrammatique, en tant que l'environnement naturel et social est présent dans tout individu – qui renvoie à la question de la perception ; le principe dialogique qui présuppose que le conflit est inhérent aux systèmes complexes et à l'origine de leurs dynamiques.

Il est par ailleurs nécessaire de trouver les échelles d'équivalence qui permettent d'intégrer les systèmes sociaux, écologiques et symboliques dans le but de proposer un système d'évaluation intégré cohérent.

La question de l'échelle spatiale de référence à laquelle la complexité doit être prise en compte dépend de la problématique à traiter. Deux échelles ressortent particulièrement pour la question de la biodiversité : l'écosystème et la biosphère⁶⁰. Plusieurs raisons poussent à adopter l'échelle écosystémique comme échelle de référence. 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

⁶⁰ Les écosystèmes sont liés entre eux par de nombreuses interdépendances et forment ensemble ce que l'on nomme la biosphère ou l'écosphère.

vivants – parmi lesquels l’homme a aujourd’hui une place centrale – et leur environnement. Des raisons pratiques ensuite, car il s’agit d’une échelle à partir de laquelle il est relativement aisé de décrire les dynamiques naturelles et sociales, les différentes représentations des ressources, les usages et leurs effets ou les relations sociales qui s’y rapportent. Ces différents éléments peuvent faciliter les processus participatifs, la mobilisation des connaissances et des expériences locales, comme nous l’avons expliqué plus haut. Des raisons institutionnelles enfin, puisque c’est l’approche écosystémique qui est celle retenue par le Millenium Ecosystem Assessment, la Convention sur la Diversité Biologique et le programme Man And Biosphere de l’UNESCO.

L’échelle temporelle de référence peut être considérée comme le « temps caractéristique » qui permet à un système de répondre aux perturbations qu’il subit et correspond à sa résilience. Plus ce temps est court, plus la résilience est importante (Levrel et al., soumis-c). Ce temps est fonction du caractère inattendu de la perturbation, de l’intensité de la perturbation, de la durée de la perturbation et de l’échelle spatiale à laquelle elle a lieu (Holling et Gunderson, 2002). Cependant, comprendre la dynamique temporelle d’un système nécessite avant tout de disposer d’une théorie des cycles qui permet de prendre en compte les interdépendances et les boucles de rétroaction existant entre les dynamiques non linéaires des systèmes écologiques, sociaux et économiques. C’est ce que propose le livre *Panarchy* édité en 2002 par Buzz Holling et Lance Gunderson. Les auteurs qui ont participé à l’élaboration de ce livre cherchent à développer une théorie intégrative des cycles à partir d’une unité fondamentale qui est le cycle adaptatif (Berkes et Folke, 1998 ; Gunderson et Holling, 2002). Les cycles adaptatifs peuvent représenter une unité d’équivalence très utile pour comprendre, comparer ou intégrer les dynamiques écologiques et socio-économiques. Ils ont été identifiés à partir des réponses qu’offraient les écosystèmes, les agents ou les organisations sociales, à des perturbations exogènes. Ces réponses sont fonction de trois caractéristiques intrinsèques des systèmes :

- Un niveau de *potentialité* qui correspond à une accumulation de « ressources » : la biomasse par exemple pour l’écosystème, le capital pour le système économique, la confiance pour le système social, les croyances pour le système symbolique.
- Un niveau de *connectivité* qui correspond à l’intensité des connexions internes permettant de réguler les relations avec l’ « extérieur » : pour l’écosystème, il s’agira de l’intensité des interactions écologiques ; pour le système économique, du niveau de développement des marchés ; pour le système social, de l’intensité des

relations humaines ; pour le système symbolique, de la quantité d'interactions entre les représentations.

- Un niveau de *résilience* – ou son inverse de vulnérabilité – qui se caractérise par l'amplitude des perturbations que le système peut subir sans changer de domaine de stabilité : elle renvoie en grande part à la diversité fonctionnelle des systèmes écologiques, économiques, sociaux et symboliques comme nous l'avons déjà souligné.

Les interactions entre ces trois propriétés sont à l'origine des quatre phases permettant de qualifier les cycles adaptatifs (tableau 9) : *r* pour le développement, *K* pour la conservation, *Ù* pour la crise, *á* pour la réorganisation.

Tableau 9 : Quelques exemples de cycles adaptatifs.

Système	Phase de cycle adaptatif				Référence
	<i>r</i>	<i>K</i>	<i>Ù</i>	<i>á</i>	
Ecosystème	Exploitation	Conservation	Crise	Réorganisation	Holling, 1986
Economie	Entreprise individuelle	Monopole	Destruction créatrice	Entrepreneur innovant	Schumpeter, 1950
Organisation	Ahocratique	Bureaucratique	Hérétique	Visionnaire	Westley, 1995
Institution	Marché	Hiérarchie	Secte	Isolée	Thompson, 1983
Individu	Opinion	Croyance	Dissonance cognitive	Sensation	Mann et al., 1976

Source : Holling et al., 2002, p.400

Ces cycles peuvent correspondre à une répétition du cycle précédent et, dans ce cas, on parlera de cycle incrémental. Il peut aussi s'agir de l'émergence d'une nouvelle forme de cycle et l'on parlera alors de mutation. Il peut enfin s'agir d'une crise qui conduira à l'effondrement d'un système.

La Gestion Intégrée des Ressources Naturelles (GIRN) – *Integrated Natural Resource Management* – est le pendant opérationnel de la science de la soutenabilité. Elle doit permettre de dépasser les barrières existant entre les différentes disciplines concernées de près ou de loin par la gestion des ressources naturelles renouvelables (Lal et al., 2002). La GIRN s'intéresse aux moyens qu'il est possible de fournir aux acteurs locaux pour qu'ils puissent mettre en place des processus de co-gestion adaptative. La GIRN défend une démarche systémique nécessitant l'intégration des disciplines, des échelles spatiales et temporelles, et des acteurs – stakeholders.

La GIRN peut être décrite à partir de trois éléments :

- 1) Des recherches fondées sur :
 - Une posture locale.
 - La participation des acteurs.
 - L'articulation de plusieurs méthodologies.
 - La complémentarité des savoirs scientifiques et des savoirs profanes.
 - L'interprétation des dynamiques à partir d'un processus dialectique.
 - Le partage des informations.
- 2) L'utilisation d'outils d'aide à la gestion impliquant :
 - Une dimension intégrée permettant de décrire les processus clés et les connexions spatiales et temporelles.
 - La nécessité que ces outils fassent sens auprès des acteurs locaux.
- 3) Des processus de décision fondés sur la dialectique impliquant :
 - Un partage des savoirs et des pouvoirs.
 - Que la décision soit envisagée comme le résultat d'interactions entre acteurs.

La science de la soutenabilité et l'interdisciplinarité doivent cependant éviter de nombreux écueils. En effet, les méthodes interdisciplinaires sont à l'origine de nombreuses zones d'incertitude, de réappropriations conceptuelles hâtives et souvent approximatives, de tentatives de connaissances exhaustives qui se traduisent souvent par une grande dispersion. A ce titre, il apparaît pour beaucoup que le premier objectif de la science, qui est de chercher la « vérité », ne gagne rien à adopter des démarches transversales. L'interdisciplinarité fait perdre l'objectivité et la neutralité des programmes scientifiques qui deviennent « porteurs d'opinion » et donc sujets à critique.

Ceci est d'autant plus vrai si la transversalité représente un outil argumentaire pour vanter la pertinence d'un projet. Or, ce biais est de plus en plus important à une époque où les appels d'offre font de ces démarches interdisciplinaires une condition sine qua non à l'acceptation des dossiers. Cette situation contribue à créer des groupes interdisciplinaires artificiels sans intérêt réel pour des questions communes.

Cependant, comme nous l'avons détaillé, la démarche analytique n'offre qu'une « vérité » segmentée à l'origine d'une dangereuse myopie et de zones d'incertitude tout aussi importantes que l'approche interdisciplinaire lorsqu'on la met à l'épreuve des faits.

Par ailleurs, si d'un point de vue disciplinaire les approches transversales comportent le risque d'une perte de rigueur conceptuelle et méthodologique, elles sont beaucoup plus à même de

répondre aux enjeux scientifiques du début du XXI^{ème} siècle. Parmi ces derniers, la question du développement durable a une place essentielle.

En France, un rapport intitulé *La recherche au service du développement durable* (Secrétariat d'Etat au Développement Durable, 2003, p.7-8) en trace les principales lignes : « Après avoir joué un rôle éminent dans l'émergence du concept de développement durable, la recherche scientifique reste plus que jamais nécessaire pour nourrir et clarifier les débats qu'il suscite. Et d'abord, le débat de fond sur la définition de ce qui relève du développement durable, sur l'articulation entre la dimension « transversale » que porte le concept, et les catégories « verticales » de son application [...]. En utilisant sa compréhension, encore très partielle, de ces interactions complexes, la recherche est aussi appelée à éclairer les arbitrages, les choix nécessaires entre des objectifs fréquemment contradictoires [...]. La science et les scientifiques doivent donc rester dans leur rôle, non celui d'une avant-garde qui désigne l'objectif mais celui de partenaire qui aide en éclairant et en faisant réfléchir ».

La difficulté est que la science doit aujourd'hui éclairer et faire réfléchir un collectif aux intérêts, représentations et pratiques hétérogènes. Le principal objectif de la science est donc avant tout, comme nous l'avons souligné, un objectif de coordination des représentations sociales à propos du développement durable et de la gestion de la biodiversité.

d- Un apprentissage social à partir d'une démocratie technique

Selon Mary Douglas, les institutions peuvent « penser »⁶¹. Il n'y a donc pas de raison qu'elles ne puissent apprendre. En effet, comme nous l'avons dit plus haut, les institutions emmagasinent des informations à partir des expériences passées des sociétés qui les mettent en place.

Tout comme l'apprentissage individuel est fondé sur la réorganisation des modèles et représentations cognitives, l'apprentissage social est fondé sur la réorganisation des conventions sociales et des institutions (North, 1999 ; Berkes et Folke, 2003). Cette réorganisation a pour origine une crise du système social, tout comme l'apprentissage individuel a pour origine une crise du système symbolique.

Pour la réorganisation des conventions sociales, cette crise se traduit par des conflits – de représentation, d'intérêt, d'usage – entre communautés de pratique. Ils nécessitent des négociations, des discussions et le passage d'accords qui représentent des innovations

⁶¹ En référence à son livre intitulé *Comment pensent les institutions* (Douglas, 1999).

concernant les règles régulatrices (Douglas, 1999). Ces conflits vont en particulier émerger à l'occasion de politiques d'aménagement ou de tout autre événement conjoncturel.

Pour la réorganisation des institutions, il s'agit d'une crise du système social qui se caractérise notamment par une bipolarisation de l'opinion publique (North, 1999). Cette crise peut éclater à l'occasion d'un événement conjoncturel – la réintroduction de l'ours dans les Pyrénées par exemple – mais elle renvoie toujours à un problème structurel – la crise identitaire que vivent les sociétés rurales dans ce cas, du fait des bouleversements socio-économiques qui ont eu lieu dans ces zones depuis cinquante ans. Cependant, que la crise concerne des conventions ou des institutions, la réorganisation se traduit toujours soit par un compromis entre les parties prenantes, soit par la disparition d'une des parties prenantes.

L'histoire des institutions est ainsi le reflet d'une histoire de conflits et de compromis entre des représentations sociales co-existant au sein d'une société (North, 1999). La question essentielle est alors de savoir comment se forment ces compromis. Pour y répondre, il est nécessaire de revenir sur la construction des choix collectifs.

La question des choix collectifs est aujourd'hui envisagée à partir de l'agrégation des opinions et des préférences, comme nous l'avons déjà expliqué. La plupart du temps, ces deux formes d'agrégation sont réalisées conjointement. Ainsi, les choix faits au Parlement sont réalisés à partir de l'agrégation des opinions et des préférences des députés. Ce n'est pas le cas pour les risques environnementaux. On agrège l'opinion d'« experts » dans un premier temps de manière à fournir un avis éclairé aux décideurs qui vont pouvoir, à partir de ce dernier, agréger leurs préférences en vue de faire un choix social optimal.

La séparation de l'agrégation des opinions et des préférences pose un gros problème quand les comités d'experts proposent des « recommandations d'actions publiques » (Trannoy et Van Der Straeten, 2001). En effet, les décisions politiques apparaissent alors comme le résultat de l'agrégation d'opinions 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. En fait, comme le dit Ulrich Beck de manière assez sarcastique (supplément économique *Le Monde*, 20 novembre 2001, p.3), « "laissez cela aux experts" est devenu un slogan qui n'est pas plus acceptable que

"faites moi confiance, je suis médecin", ce ne sont plus que des plaisanteries pour films hollywoodiens ».

Un autre problème est, comme nous l'avons souligné, que l'approche par agrégation n'est pas pertinente pour comprendre les choix collectifs. En effet, ce sont les interactions qui font les choix et non pas les agrégations. Ainsi, les choix qui sont faits au Parlement ne sont pas liés à des votes réalisés de manière indépendante. Il existe une forte corrélation entre les opinions des députés dont l'origine est à chercher dans les relations qu'ils entretiennent et qui conduit finalement à une convergence des préférences. Cela explique pourquoi les votes des individus au sein des différents courants politiques sont presque toujours similaires alors que les questions posées au parlement sont complexes, dépassent les clivages partisans et devraient donc, logiquement, être source d'une plus grande hétérogénéité des votes.

Ces éléments expliquent pourquoi la dynamique d'apprentissage social concernant l'adoption de conventions et d'institutions n'est pas liée à un simple problème de coordination comme le suggère la notion de coût de transaction. Ce concept suppose en effet un débat principalement technique fondé sur des critères d'efficacité alors qu'il existe derrière l'établissement d'accords, de conventions et d'institutions, des rapports de pouvoir qui ne renvoient pas à un problème d'efficacité. Il n'existe pas non plus d'innovations institutionnelles « gagnantes » qui vont se diffuser par simple mimétisme pour l'unique raison qu'elles permettent de se coordonner de manière efficace⁶² (Sapir, 1998). En effet, la généralisation de certaines institutions a aussi pour origine le fait qu'elle favorise certains acteurs, comme ce fut le cas par exemple avec les réformes foncières qu'a connus l'Afrique de l'Ouest depuis un demi siècle (Lavigne Delville et al., 2000). Les dynamiques institutionnelles – innovations, transformations et diffusions – sont ainsi affaires de relations humaines impliquant certes des critères d'efficacité mais aussi des conflits et des négociations qui ne prendront fin que lorsque des compromis auront été trouvés. La dynamique des régimes de coordination est donc fonction de rapports de force (Sapir, 1998). Là encore, d'une question initiale fondée sur des principes d'efficacité, on passe à un problème de nature politique.

C'est pourquoi « 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 partant de ce postulat, nous

⁶² A titre d'exemple, il est possible d'évoquer Hayek (1973) pour qui le marché s'est imposé historiquement car il s'agit là de l'institution la plus efficace pour réguler les interactions humaines et réduire les coûts de transaction. Dans cette situation, on en arrive rapidement à un raisonnement tautologique selon lequel le meilleur système institutionnel est celui qui est en place car « historiquement » le plus efficace, car « techniquement » celui qui permet de réduire le mieux les coûts de transaction...

souhaitons compléter l'approche « par les coûts de transaction » en y intégrant la question des rapports de pouvoir. En effet, il est possible d'affirmer que des rapports de pouvoir trop inégaux lors de négociations ayant pour objectif d'établir des compromis représentent une source de coûts de transaction ex-post importante. En effet, ces accords apparaîtront injustes et illégitimes, ce qui en limitera l'appropriation et la pérennité. Il suffit de penser au traité de Versailles pour s'en convaincre.

Dès lors, pour aller plus loin dans cette question de la construction des compromis, 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. Seule la démocratie représente une institution qui permet d'atteindre cet objectif.

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, Lascoumes et Barthe, 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).

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

identifié⁶³ (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 envisagée à trois échelles.

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 marchent à partir d'un système de vote censitaire dont les quote-parts sont proportionnelles au sommes versées à l'organisation (les Etats-Unis ont ainsi près de 25 % des voix tandis que l'ensemble de l'Afrique a autour de 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 aux cinq pays membres. C'est 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). A cette échelle, les règles du jeu ne sont en effet pas celles de la démocratie mais d'un marché très peu réglementé.

⁶³ 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.

La troisième échelle est l'écosystème et le territoire, c'est-à-dire l'échelle locale. Il s'agit de l'échelle spatiale de référence pour la co-gestion adaptative, la CBD et le MEA comme nous l'avons expliqué. La démocratie, à ce niveau, est une question qui se pose de plus en plus, au fur et à mesure que les critères de bonne gouvernance locale sont développés. Ceci explique pourquoi la participation, la consultation, la concertation, la délibération, la négociation, la médiation... sont devenues au cours de ces dernières années autant de concepts devant permettre de répondre au besoin d'une démocratie locale renouvelée.

La démocratie représentative pose, à chacune de ces échelles, le problème de la représentation des minorités dans les débats publics. Il est ainsi possible de distinguer deux formes de démocratie. La « démocratie majoritaire » dans laquelle les minorités vont être « légitimement » spoliées, et la « démocratie intégratrice » qui implique une participation politique du plus grand nombre (Sachs, 1996). Le fondement de cette distinction est que, dans le cas de la démocratie majoritaire, les minorités subiraient les institutions démocratiques et n'auraient aucune maîtrise sur elles. C'est pourquoi certains auteurs considèrent qu'il est nécessaire d'« approfondir la démocratie » (Sachs, 1996a, p.184) et qu'il existe une « démocratisation de la démocratie » (Callon, Lascoumes et Barthe, 2001, p.326) pour que les minorités puissent bénéficier de ce système institutionnel.

Cette démocratisation de la démocratie s'exprime aujourd'hui, selon Michel Callon, Pierre Lascoumes et Yannick Barthe (2001), par l'émergence des forums hybrides qui permettent aux minorités d'exprimer leurs opinions tout autant que leurs préférences. Les forums hybrides⁶⁴ sont porteurs d'une nouvelle démocratie technique en tant que lieu de controverses socio-techniques. Dans ce cadre, la co-construction des objets techniques devient le pendant de la co-gestion des ressources. Le partage des pouvoirs s'articule avec un partage des savoirs. La distinction entre l'agrégation des opinions et l'agrégation des préférences n'a plus de sens, l'objectif étant d'impliquer toutes les parties dans un processus d'apprentissage collectif.

La démocratie technique repose sur deux postulats. Il existe une *symétrie d'ignorance* entre tous les acteurs impliqués (Arias et Fischer, 2000). Cette hypothèse implique qu'aucun acteur – individuel ou collectif – ne dispose de suffisamment de connaissance et de légitimité pour

⁶⁴ « Forums, parce qu'il s'agit d'espaces ouverts où 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, Lascoumes et Barthe, 2001, p.36).

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.

Or, comme le souligne Douglas North (1999, p.7), “the greater the specialization and division of labor in a society the more dispersed is the knowledge in a society and the more resources must be devoted to integrating that dispersed knowledge”. 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 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).

La démocratie technique insiste sur deux éléments qui 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 biodiversité⁶⁵. Cet enrichissement mutuel s’explique facilement si l’on reprend les hypothèses liées au théorème du jury. 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

⁶⁵ 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.

perspective, la diversité des perceptions et des expériences, liée à la diversité des communautés de pratique concernées par la question de la biodiversité, est une source d'apprentissage collectif et d'information et pas seulement de coûts de transaction. 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.

La principale différence entre les savoirs profanes et les savoirs experts concerne leur origine : des connaissances tacites⁶⁶ 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 « subjectives »⁶⁷.

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 ».

⁶⁶ 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.

⁶⁷ 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., 2006a).

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.

Le but de la démocratie technique est donc 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. Si l'on reprend les sources de coûts de transaction – diversité des représentations, intégration de connaissances dispersées, processus de négociation, contrôle des accords passés (North, 1999) – il est possible de dire que la démocratie technique se fixe pour objectif de réduire directement les deux premières sources de coûts de transaction et de participer indirectement à la réduction des deux dernières, en vue de lancer des dynamiques d'apprentissage collectif.

Cette dynamique d'apprentissage est fondée sur la *liberté de controverse* qui est à la base de toute démocratie. « 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, Lascoumes et Barthe, 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 des 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 se défaire de leurs expériences particulières et de 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.

Pour mettre en place des processus de démocratie technique dans le domaine de la gestion de la biodiversité à l'échelle locale, il est possible là encore d'avoir recours à la GIRN qui propose de suivre quatre phases (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 – « comment et pourquoi » [ajoutée par nous].
 - L'identification des interactions sociales et des interactions écologiques [ajouté par nous].

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 scénarii « 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.

Conclusion

Un élément à clarifier pour traiter la question des indicateurs de biodiversité est celui de la fonction que doivent remplir ces derniers. Comme nous l'avons souligné, le concept de biodiversité est pluriel, polymorphe et controversé. Il renvoie à une grande diversité d'opinions, portés par une grande diversité d'acteurs entre lesquels de nombreuses relations existent (Aubertin et Vivien, 1998 ; Barbault et Chevassus-au-Louis, 2004 ; Bouamrane, 2006). Cette diversité s'exprime à travers l'hétérogénéité des représentations concernant la

biodiversité à proprement parler, mais aussi les pressions qui s'exercent sur cette dernière et les moyens à mettre en œuvre pour réduire le processus d'érosion.

Un premier point pour repenser la question des indicateurs d'interactions 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. Les gestionnaires – 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, la question de la fonction des indicateurs peut être reposée de manière plus pertinente. S'agit-il d'un outil qui va avoir pour fonction de piloter un système ou de coordonner les acteurs composant ce système dans une perspective de co-gestion adaptative ? Nous nous intéressons, pour la suite de notre travail, à la deuxième option.

La co-gestion adaptative de la biodiversité se fixe deux objectifs. 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 d'interactions, envisagés sous cet angle, doivent répondre à deux fonctions :

Ils doivent produire des rétroactions sur les comportements des individus qui en ont l'usage lorsqu'ils évoluent, en étant à l'origine de dissonances cognitives – base des processus d'apprentissage individuel.

Ils doivent participer à la clarification des enjeux de la conservation de la biodiversité et nourrir les débats à son propos. Ils doivent en particulier permettre d'explorer les futurs possibles en vue de faire converger les représentations concernant les questions de développement durable et de conservation.

Au regard de ces deux fonctions, il apparaît nécessaire que les indicateurs *fassent sens* auprès de nombreuses communautés de pratique, de manière à pouvoir créer un langage commun entre ces dernières.

Un second point pour repenser la question des indicateurs d'interactions est alors de prendre en compte le fait que les individus utilisent déjà de nombreux indicateurs dans leurs activités de tous les jours et qu'ils font évoluer leurs pratiques, petit à petit, en fonction des nouvelles informations que ces indicateurs leur apportent. Ces derniers renvoient, le plus souvent, à des

conventions, des institutions ou des représentations individuelles, qui permettent à la fois de stabiliser les préférences individuelles et les relations sociales. En ayant une meilleure compréhension de la manière dont ces indicateurs structurent les comportements et les interactions sociales, il semble possible de dégager de nouvelles pistes pour élaborer des indicateurs concernant les interactions entre les dynamiques de la biodiversité et les activités humaines.

Pour cela, il nous semble nécessaire d'élargir les processus de construction d'indicateurs aux communautés de pratique concernées directement ou indirectement par les questions de conservation de la biodiversité. C'est ce que propose la démocratie technique qui se fixe pour objectif d'intégrer les profanes dans l'élaboration et l'usage des outils d'aide à la gestion des questions publiques.

PARTIE 2 : VERS DE NOUVELLES METHODES DE CONSTRUCTION D'INDICATEURS D'INTERACTION POUR LA CO-GESTION ADAPTATIVE DE LA BIODIVERSITE

L'objectif de la seconde partie est de proposer une évaluation de méthodes et d'outils originaux pour développer des indicateurs d'interactions société-nature et faciliter l'émergence d'une co-gestion adaptative de la biodiversité.

Pour cela, nous nous intéressons à trois questions clés dans le chapitre 3 :

- Comment construire des indicateurs scientifiquement rigoureux et politiquement parlants ?
- Quels modèles intégrés peuvent permettre d'articuler les échelles et rendre dynamiques les indicateurs d'interactions ?
- Comment produire des données à un faible coût pour nourrir les indicateurs d'interactions ?

Les chapitres 4 et 5 ont pour objectif d'évaluer des processus de co-construction d'indicateurs d'interactions réalisés dans des réserves de biosphère. La première étude concerne un travail accompli dans les réserves de biosphère françaises. La seconde traite d'un programme mené dans les réserves de biosphère d'Afrique de l'Ouest.

Chapitre 3 : Des outils pour une co-gestion adaptative de la biodiversité : des indicateurs, des modèles et des données...

Introduction

Comme nous l'avons dit, les indicateurs d'interactions doivent permettre de créer du sens, d'explorer des futurs possibles et être fondés sur des données longitudinales. Ces points posent la question des indicateurs à proprement parler mais aussi des modèles qui vont les rendre dynamiques et des données historiques à partir desquelles ils vont pouvoir être construits.

Nous proposons ici de passer en revue les points importants à partir desquels il est possible de repenser les méthodes de construction des indicateurs de biodiversité, les propriétés que les modèles devraient respecter pour fournir des outils d'anticipation pertinents, les méthodes de production de données dans un contexte de pénurie d'informations et de moyens. A chaque fois, nous traiterons la question des processus sociaux sous-jacents à la mise en place de tels outils d'information.

Section 1 : Quels indicateurs pour la gestion adaptative de la biodiversité ?

a- Classification des indicateurs

De nombreuses espèces utilisent des indicateurs, pour se déplacer – le champ magnétique terrestre ou la position du soleil et des étoiles sont utilisés par de nombreuses espèces d'oiseaux pour s'orienter lors de leurs migrations –, se nourrir – la couleur de certaines familles de papillons telles que les *écailles* est un indicateur d'incomestibilité pour les insectivores –, se reproduire – la couleur du bec du merle noir, plus ou moins jaune orangé, donne une indication à la femelle sur la capacité du mâle à produire des petits. L'homme est cependant l'espèce qui en utilise le plus et de loin. Les indicateurs font partie des outils qui l'aident à décrire, comprendre et gérer le monde qui l'entoure en stabilisant des connaissances dans un environnement incertain. Ils offrent un moyen détourné pour approximer un phénomène qu'il est trop coûteux de mesurer directement.

Le mot indicateur est utilisé dans différentes disciplines et dans différents champs thématiques, pour de nombreux objets. Il existe ainsi un grand nombre de domaines scientifiques ou non, qui l'utilise aujourd'hui (Grand Dictionnaire Encyclopédique Larousse, 1984, p.5543) : la botanique, la géométrie, l'aéronautique, l'industrie automobile, la bourse, l'écologie, la chimie analytique, la linguistique, la thermodynamique, la mécanique industrielle, la métrologie, etc. Son usage a pourtant fortement évolué au fil du temps. Personne à la solde de la police ou petit oiseau d'Afrique tropicale au XVIII^{ème} siècle, il ne prend sa signification moderne qu'au début du XIX^{ème} siècle. Tour à tour, brochure contenant certains renseignements (l'indicateur des rues de Paris), instrument destiné à fournir les mesures nécessaires à la conduite et au contrôle d'une machine (indicateur de vitesse), dispositif donnant un renseignement (clignotant), procédé permettant d'obtenir une information par un processus quelconque (indicateur coloré suite à une réaction chimique), l'« indicateur » n'apparaît dans sa version moderne qu'à partir de la deuxième moitié du XX^{ème} siècle.

Le mot indicateur vient du latin *indicator*, du verbe *indicare* – indiquer. L'étymologie du mot indicateur renvoie à l'acte d'annoncer, de faire remarquer, de révéler, de notifier des phénomènes (Bouni, 1998).

Pour Edwyn Zaccari et Tom Bauler (2002, p.1), « un indicateur est un signe ou un *signal* utilisé pour *représenter des événements* ou des *systèmes complexes*. Toujours défini au moyen de règles et de *conventions*, il fournit une *interprétation empirique de la réalité*⁶⁸. »

La propriété essentielle de l'indicateur par rapport aux autres instruments de mesure⁶⁹, est de disjoindre le signifiant (la mesure) et le signifié (l'objet à mesurer) en les reliant par des termes de correspondance variés (Desrosières, 2003a). « Ainsi les *indicateurs* et les *indices* ne prétendent pas mesurer directement quelque chose, comme le ferait un physicien ou un

⁶⁸ Cette définition met l'accent sur le fait que l'indicateur doit être adapté aux perceptions des acteurs en insistant sur les notions de signal et d'interprétation.

⁶⁹ Un instrument de mesure est « un dispositif de mesurage » sachant que le *mesurage* est une « opération ayant pour but de déterminer la valeur d'une grandeur », que la *valeur* est entendue ici comme « une expression de la grandeur sous un certain nombre d'unités », que la *grandeur* est « un attribut permettant de distinguer qualitativement un corps ou un phénomène » et que l'*unité* est une « grandeur conventionnelle permettant d'exprimer la valeur d'une grandeur de même dimension » (Perdijon, pp.93-99).

Si nous prenons l'exemple de la biodiversité, l'*unité* retenue pour la qualifier ne peut être qu'une unité de référence du vivant : l'individu, l'espèce, le gène... Compte tenu de l'importance de la diversité dans le concept de biodiversité, une *valeur* ne pourra être attribuée à la grandeur qu'à partir de la diversité, la variabilité ou l'hétérogénéité, mais aussi l'abondance si cette dernière permet d'être elle-même un indicateur de variabilité. Ainsi, l'abondance d'une population traduit une variété génétique importante de cette population. La *grandeur* exprimée par cette valeur sera la diversité du vivant mesurée à partir de la diversité spécifique, de la variabilité génétique ou de l'hétérogénéité des écosystèmes. Le *mesurage* pourra être la formule mathématique qui permet de calculer la diversité spécifique à partir du nombre d'espèces pondéré par le nombre d'individus au sein de chaque espèce.

astronome⁷⁰. Ils sont plutôt, selon les cas, des résumés (comme l'est une moyenne), des représentants, des porte-parole de choses muettes, complexes et hors de portée. Ce sont, d'une certaine manière, des fictions utiles » (Desrosières, 2003a, p.11).

Ces définitions permettent de souligner le fait que plus l'objet à mesurer est complexe et pluriel, plus la mesure qui en découle pourra être entendue comme appartenant à la catégorie « indicateur ». Ceci explique le succès des indicateurs aujourd'hui. A l'époque des changements globaux, du développement durable et des incertitudes, le recours à des indicateurs fondamentalement approximatifs mais permettant d'argumenter sur des phénomènes peu ou mal connus est une aubaine. En effet, l'indicateur respecte les espaces d'incertitude que la mesure n'admet pas. C'est aussi ce qui explique souvent un certain scepticisme à leur égard.

Un manque important qui existe aujourd'hui autour de la question des indicateurs est celui de l'analyse épistémologique de cet objet. Il est en effet multiforme, à l'interface de nombreux champs disciplinaires et utilisé de manières très diverses, pour ne pas dire à tort et à travers, sans qu'il existe de véritables bases à partir desquelles il est possible de penser son usage.

Notre point de départ pour développer une étude épistémologique des indicateurs est leur dimension approximative qui implique l'existence d'erreurs. Celles-ci peuvent être plus ou moins importantes et de différentes natures. Nous identifions trois catégories d'indicateurs à partir de ces erreurs :

Les indicateurs environnementaux renvoient à des erreurs de perception : ils répondent à un besoin d'informations simplifiées sur le milieu biophysique et social environnant. Il s'agit des indicateurs que l'homme utilise, souvent de manière inconsciente, pour prendre des décisions routinières. Dans un sens, tous les stimuli auxquels l'homme est soumis sont des indicateurs environnementaux qui lui fournissent de l'information. Mais il existe aussi des indicateurs environnementaux qui ont été sélectionnés ou construits collectivement, du fait de leurs capacités à fournir des informations synthétiques sur des phénomènes difficiles à appréhender. Il peut s'agir du clocher d'une église ou d'un panneau de signalisation qui permettent de se diriger, de l'architecture ou du type de végétation qui indiquent l'arrivée

⁷⁰ « La notion d'*ordre de grandeur* est ambiguë, car elle est intermédiaire entre la *mesure imprécise*, qui relève de la métrologie classique, et l'*indicateur*, qui disjoint la mesure et la chose mesurée. Elle ne choisit pas clairement entre ces deux modalités ».

dans une région, des attitudes d'un interlocuteur qui permettent d'orienter la conversation, etc. Leur fonction initiale n'était pas forcément de devenir des indicateurs.

Ces indicateurs permettent de souligner que l'on est souvent focalisé sur l'émission d'un signal lorsqu'on envisage la construction d'un indicateur alors que ce qui caractérise en premier lieu un indicateur, c'est la perception d'un signal qui fait sens pour un utilisateur. Ainsi la position des étoiles dans le ciel peut être un indicateur d'orientation très précis mais le point central n'est pas l'émission du signal. Ce sont le sens qu'il contient et les connaissances spécifiques qu'il requiert. L'identification de l'indicateur n'a pas été « pensée » de manière ex-ante. Sa construction renvoie à un long processus d'apprentissage impliquant : une intuition, des essais et des erreurs dans son utilisation, une concurrence avec d'autres indicateurs de position, une notoriété grandissante liée à une confiance générale dans son efficacité pour remplir une fonction.

Les indicateurs environnementaux sont les plus anciens indicateurs utilisés par l'homme et par le règne animal de manière générale. Ils sont de nature analogique. Ils ont permis de répondre au besoin d'informations synthétiques en stabilisant des connaissances et des savoirs sur un environnement naturel et social en perpétuel changement. En stabilisant les savoirs et les connaissances, ces indicateurs ont aussi permis de stabiliser des pratiques en rapport avec ces savoirs. Ainsi, l'orientation à partir des étoiles est devenue très vite une pratique conventionnelle permettant de s'orienter.

Une des particularités de l'homme par rapport aux autres espèces animales est cependant qu'il a la capacité de mettre en dehors de lui ses informations et ses connaissances en vue de les transmettre⁷¹. Cette extériorisation de l'information nécessite toujours un processus de codification (Cowan et Foray, 1998). « La codification des connaissances est le processus de conversion d'une connaissance en un message, qui peut être ensuite manipulé comme de l'information » (Cowan et Foray, 1998, p.303). C'est ce processus qui permet à l'homme de placer sa mémoire en dehors de lui. Les premières formes de codification étaient les dessins rupestres. Elles se sont ensuite complexifiées avec l'écriture, le recours aux mathématiques et aujourd'hui l'informatique. Les indicateurs mécaniques et myopes, que nous allons aborder maintenant, font partie de ces outils de codification.

Les indicateurs mécaniques renvoient à des erreurs de mesure : ils ont la particularité d'offrir une mesure reconnue comme quasi-exacte et de transformer les qualités en quantités. Ces

⁷¹ En effet, la plupart des informations transmises par les animaux sont liées à des informations génétiques internes ou des échanges directs entre individus.

indicateurs répondent à un besoin d'informations précises et ont souvent pour objectif de permettre une coordination des actions. Ils envoient des informations « objectives » considérées comme « vraies ». Ils sont de nature mécanique et numérique. Ces indicateurs peuvent être une montre, un baromètre, un clignotant, un niveau de batterie, un feu de circulation, une réaction chimique, etc. Ils sont construits par l'homme pour fournir des informations synthétiques sur des phénomènes à partir de mécanismes souvent fondés sur des stimuli physiques. La qualité de ces indicateurs est liée au niveau d'erreurs de mesure.

Il y a eu, au cours de l'histoire de l'humanité, un processus permanent de substitution des indicateurs environnementaux par des indicateurs mécaniques, de manière à ce que l'homme puisse maîtriser de plus en plus d'informations, les organiser et contrôler ainsi de mieux en mieux son environnement. L'objectif est de ne plus être dépendant d'indicateurs environnementaux dont l'usage est parfois délicat – les nuages ne permettent pas de voir les étoiles et donc de s'orienter. En se débarrassant de cette dépendance, l'homme devient ainsi moins vulnérable aux variabilités informationnelles. Ainsi les boussoles ont permis de se passer des étoiles pour se repérer géographiquement⁷² et elles sont aujourd'hui supplantées par les Guides Par Satellite (GPS) – de plus en plus en série dans les voitures et bientôt dans tous les téléphones portables.

Le corollaire de ce processus a été un déclin des connaissances éparpillées concernant les indicateurs environnementaux et le développement parallèle de connaissances techniques centralisées. Ces indicateurs renvoient à une recherche de contrôle des phénomènes. Les indicateurs mécaniques doivent permettre de tout mesurer de manière « scientifique ». Ils représentent un des principaux instruments de la rationalisation du monde.

Les indicateurs myopes renvoient à des erreurs de mesure et de perception : ils ont la particularité d'être relatifs à des objets complexes dont ils offrent un résumé à partir d'un critère conventionnel partiel et partial. Ils ont permis d'étendre les systèmes d'information aux « questions de société ». Ils ont une dimension à la fois environnementale et mécanique. Ils sont en effet de nature analogique (approximation d'un phénomène complexe à partir d'un nombre limité de paramètres), mécanique (fondés sur un système d'agrégation et de pondération) et numérique (recours à des ratios, des indices, des formules mathématiques). Une de leurs propriétés, par rapport aux deux autres catégories d'indicateurs, est d'être

⁷² Il en va de même du thermomètre, du baromètre ou de l'altimètre qui offrent une mesure quantitative d'un phénomène que l'homme peut directement percevoir à travers des indicateurs environnementaux mais de manière imparfaite et plus qualitative.

fortement « dématérialisés ». Ils sont apparus du fait de besoins politiques – recensement des populations pour pouvoir prélever les impôts ou mobiliser des armées – et se sont multipliés en même temps que les questions sociales modernes – espérance de vie, richesse, pauvreté... Ils se sont développés de manière parallèle aux statistiques – littéralement la « science de l’Etat » – et à la comptabilité nationale (Desrosières, 1993). Ils sont principalement de nature socio-économique mais s’ouvre aux sphères « environnementales » à mesure que la question environnementale devient une question de société.

Ces indicateurs peuvent être le seuil de pauvreté monétaire d’un pays, le quotient intellectuel d’une personne, un indice de développement, etc. c’est-à-dire des indicateurs dont la mesure est discutable aussi bien pour des raisons quantitatives que qualitatives. Ils permettent aux hommes de coordonner leurs représentations tout autant que leurs actions et de mesurer des phénomènes aux frontières incertaines. Le mécanisme permettant de synthétiser l’information est souvent une formule mathématique ou un indice statistique (tableau 10).

Tableau 10 : Exemple d’indicateurs environnementaux, mécaniques et myopes.

Nature des indicateurs	Environnementaux	Mécaniques	Myopes
Besoin d’informations (fonction)	Position géographique pour se repérer dans le désert	Heure pour rdv	QI d’un élève pour savoir s’il peut sauter une classe
Choix des critères et des méthodes pour la construction d’un indicateur de construction (construction)	Routines et processus d’apprentissages individuels et collectifs dans l’observation du ciel	Construction par un technicien spécialisé (horloger) à partir de ses connaissances spécifiques	Sélection de critères par un spécialiste et d’une méthode de synthétisation par un métrologue
Mécanisme de synthétisation (instrument)	Socio-cognitif	Mécanisme d’horlogerie	Formule mathématique
Interface (instrument)	Etoiles et ciel	Cadran et aiguille	Nombre
Signal (instrument)	Position des étoiles dans le ciel	Position des aiguilles sur le cadran	Résultat du test de QI
Erreurs possibles	La confusion entre deux étoiles provoque une erreur dans le positionnement	Un mécanisme peu précis provoque une erreur dans l’évaluation de l’heure au bout d’un an	Une définition parmi d’autre de l’intelligence qui élude une part importante des capacités de l’élève

Il existe des controverses entre scientifiques à propos de l’usage des indicateurs, en particulier au sein des sciences sociales. A un extrême, il y a les économistes qui offrent des informations synthétiques sur l’état de la société à travers des indicateurs qu’ils voudraient mécaniques, mais qui restent fondamentalement myopes. En effet, les économistes éludent souvent les erreurs de perception générées par leurs indicateurs myopes (est-ce que la

pauvreté est exclusivement un phénomène monétaire ?) pour se concentrer sur les erreurs de mesure propres aux indicateurs mécaniques. A l'autre extrême, il y a les anthropologues qui refusent la simplification d'une réalité complexe et l'usage de toute information synthétique qui déformerait plus qu'elle ne réduirait les savoirs sur le monde. Mais en se concentrant sur les erreurs de perception des indicateurs, l'intérêt de l'indicateur qui est de fournir un outil pour les débats publics est négligé⁷³. En fait, les deux positions se tiennent : la société a besoin d'informations synthétiques pour nourrir les débats publics mais il faut admettre le caractère souvent très réductionniste de ces informations.

Un point important est que les indicateurs doivent être interprétés pour pouvoir être utilisés. En effet, les signaux qu'ils envoient ne porteront une information pour les utilisateurs que si celle-ci peut être extraite grâce au sens que le récepteur – l'individu – va pouvoir lui accorder. Un problème qui apparaît avec le développement de plus en plus important des indicateurs mécaniques est l'économie de l'interprétation des signaux qu'ils permettent. Ainsi le GPS nécessite moins de travail d'interprétation pour le conducteur que les panneaux de circulation. Il s'agit de la même chose pour les expertises. En effet, l'objectif d'une expertise scientifique est souvent de proposer un nombre limité de solutions de manière à limiter le travail d'interprétation des décideurs pour lesquels cette expertise a été réalisée.

Or, le travail d'interprétation est essentiel pour plusieurs raisons. Tout d'abord car sans interprétation, il se crée une substitution de l'opinion des experts à la préférence des citoyens⁷⁴ (Trannoy et Van Der Straeten, 2001). Ensuite car l'interprétation d'un rapport d'expertise peut être très variable. Par exemple, si l'on est soumis aux risques que le rapport décrit, on sera vraisemblablement plus sensible à son contenu. Enfin car l'interprétation est un élément clé de la liberté et de la démocratie. Avoir la possibilité de se forger une opinion sur des phénomènes, de la manière la plus libre possible, est essentiel. Ainsi, plus on réduit le

⁷³ Le refus de certains anthropologues et sociologues d'entrer dans la quantification conduit ainsi souvent les économistes à avoir le monopole de la production d'indicateurs et les critères monétaires à avoir un poids prépondérant dans les décisions publiques. Ayant besoin de prendre des décisions rapidement, les décideurs publics vont en effet préférer les indicateurs aux longs rapports, même si cette information est très imparfaite. Pourtant, entre ces deux extrêmes, il est possible d'imaginer des solutions intermédiaires où les indicateurs produits le seraient à partir d'un arbitrage entre réalisme des informations et besoin de simplicité des signaux.

⁷⁴ Ainsi, la croyance selon laquelle la croissance du PIB est bon indicateur de bien-être, n'a pas pour origine l'opinion du citoyen mais celle des experts qui est ensuite devenue celle des décideurs politiques. Un travail important a dû être réalisé par les experts pour montrer que la croissance du PIB était reliée à une croissance de l'emploi et que l'indicateur « croissance du PIB » était bien le meilleur indicateur de bien-être d'un pays. Pourtant, les débats sur les liens entre croissance, emploi et dynamisme d'une économie ne sont pas clos et il existe de nombreux contre-exemples historiques (Pritchett, 1997 ; PNUD, 1997 ; Ranis, Stewart, Ramirez, 2000).

besoin d'interprétation d'un indicateur, plus on rend les personnes dépendantes de cet indicateur et plus il existe un phénomène d'aliénation.

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

Les critères retenus par l'OCDE – qui est l'organisation à avoir 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 Statistique⁷⁵ (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 \$ PPA⁷⁶ 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

⁷⁵ 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.

⁷⁶ Parité de Pouvoir d'Achat.

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 dont l'évolution est délicate à interpréter. En effet, l'Indicateur de Développement Humain (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 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.

Les tensions entre les critères de qualité des indicateurs peuvent être résumées comme suit :

1) 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. 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.

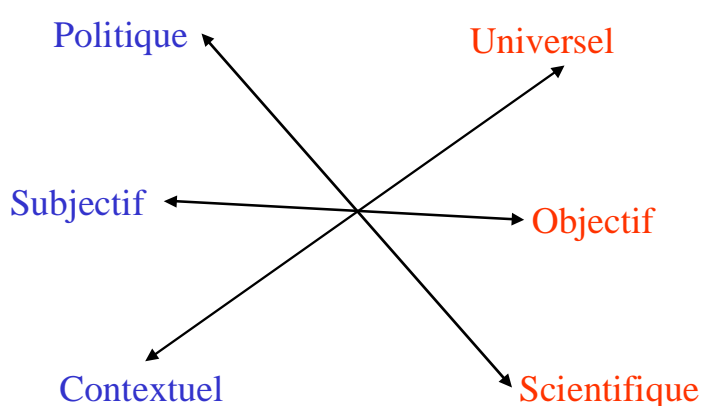
2) Une deuxième source de tension est que les indicateurs ont toujours une *double dimension politique et scientifique*. La dimension politique implique une grande lisibilité pour un large public, c'est-à-dire de pouvoir tirer une information simple d'un indicateur simple. La dimension scientifique implique 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 tiennent compte de ce point. C'est pourquoi les faiblesses « scientifiques » des indicateurs sont souvent vite oubliées.

3) La dernière source de tension 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. Cette critique vient tout particulièrement du courant constructiviste pour lequel l'indicateur sera le reflet d'une méthode de construction. Pourtant, les indicateurs fournissent aussi des objets frontières⁷⁷ –

⁷⁷ « 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).

ou intermédiaires – qui permettent à des acteurs hétérogènes de discuter sur un sujet donné⁷⁸. 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, il émerge des risques de voir la confiance en ces derniers s'écrouler, et finalement de perdre un outil d'argumentation. C'est pourquoi la construction d'un indicateur nécessite avant tout de résoudre les tensions intrinsèques qui l'animent (figure 9).

Figure 9 : Les tensions intrinsèques aux indicateurs.



Celles-ci ne peuvent être résolues qu'à partir d'arbitrages concernant 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 fonction prioritaire. L'usage de l'indicateur ainsi que ses utilisateurs doivent être identifiés préalablement à tout processus de construction. En effet, 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

⁷⁸ 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.

outil de gestion d'un écosystème à long terme. Un indicateur de biodiversité représente ainsi un objet de médiation entre l'homme et la biodiversité mais surtout entre les hommes à propos de la biodiversité.

- *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. C'est uniquement sous cette condition qu'il existera une interaction entre l'évolution de l'indicateur et l'évolution du comportement des utilisateurs. En effet, un indicateur efficace est avant tout un indicateur qui engendre des rétroactions sur les comportements lorsqu'il évolue⁷⁹.

En particulier, il est nécessaire d'adapter les échelles d'équivalence et l'interface à l'échelle de réalisme. Ce point est fondamental, la réalité d'un phénomène pouvant se conjuguer de

⁷⁹ Il faut cependant souligner que l'échelle de temps à laquelle la rétroaction doit avoir lieu est problématique. En effet, de nombreux indicateurs ne créent pas des changements de comportement à court terme. Ainsi, il faut parfois que des groupes s'approprient l'indicateur, qu'ils commencent à l'utiliser pour appuyer des revendications, que celles-ci soient relayées par des politiques... avant qu'il soit possible d'identifier un véritable changement de comportement lié à l'évolution de l'indicateur. Dès lors, il est souvent difficile de mesurer cette rétroaction.

l'échelle individuelle jusqu'à celle de l'humanité, du très court terme jusqu'au très long terme.

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, Cameron, Green et al., 2004). Cet indicateur est très imparfait pour suivre ou gérer la biodiversité, comme nous l'avons souligné dans le premier chapitre, mais il s'agit d'un bon indicateur pour communiquer sur les risques qui touchent la biodiversité aujourd'hui. Il permet en effet de tirer la sonnette d'alarme. 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.

Un premier point qui mérite d'être souligné dès à présent est que les travaux sur les indicateurs sont le plus souvent centrés sur la qualité de l'instrument. Ils n'envisagent la fonction des indicateurs que par rapport à une demande politique qui est rarement précisée et dont l'usage n'est jamais étudié. Enfin, les méthodes de construction des indicateurs sont le plus souvent éludées.

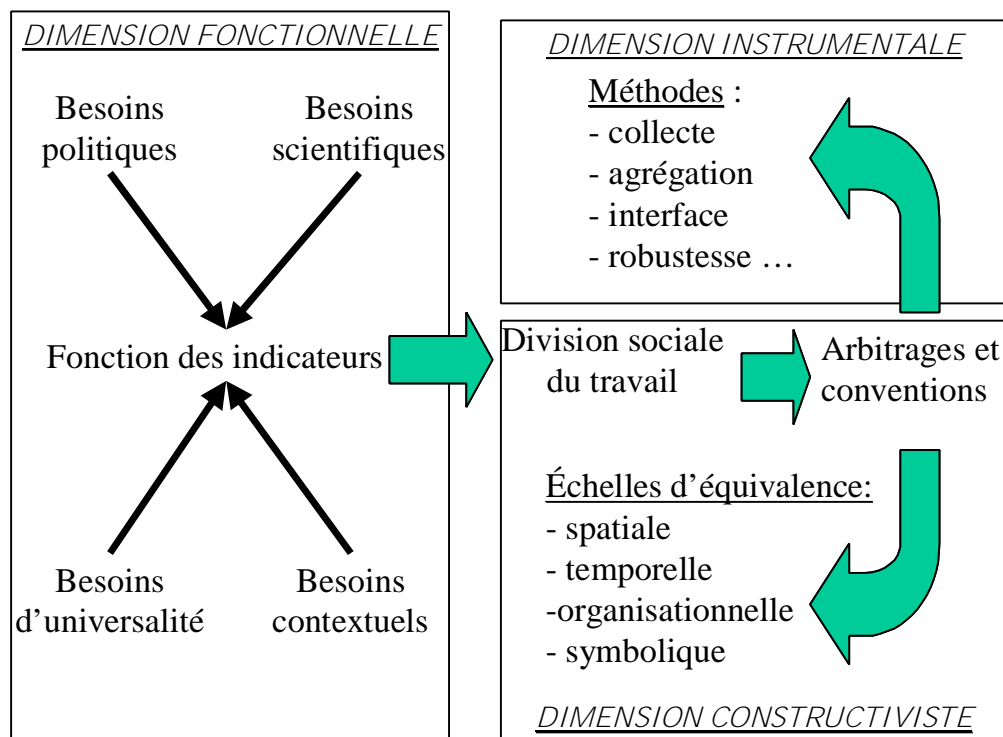
Or, en ce qui concerne la mise en place d'indicateurs de biodiversité, il est clair que la division sociale du travail doit être très large pour être pertinente. Laisser par exemple des généticiens définir seuls l'indicateur de biodiversité, c'est prendre le risque que cet indicateur ne soit pas adapté à la vision que s'en font les écologues, les systématiciens ou encore une ONG environnementale.

c- Demande d'indicateurs et co-construction

Pour être de « qualité », un indicateur doit tout d'abord répondre à des besoins précis. C'est pourquoi il doit être pensé à partir de la fonction qu'il doit remplir (figure 10). Une fois cela fait, il est possible d'imaginer une division du travail qui va prendre en compte les acteurs profanes et les experts concernés par la fonction que doit remplir l'indicateur. Enfin, cette division sociale du travail va permettre de réaliser les arbitrages concernant les tensions que

nous avons évoquées et d'adopter des conventions d'équivalence pour mettre en place ces indicateurs.

Figure 10 : Articulation entre tensions intrinsèques aux indicateurs, fonction et division sociale du travail.



Il en va de même pour la construction de n'importe quel outil. On identifie en premier lieu un besoin. On fait intervenir les 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 ses caractéristiques – légèreté VS solidité, précision VS facilité d'usage, diversité des fonctions VS adaptabilité de la forme à des fonctions précises...

Commençons donc par identifier les besoins. Une position faussement neutre serait en effet de produire des indicateurs sans identifier au préalable des utilisateurs potentiels, en évoquant ainsi une certaine objectivité de départ. Cette position peut se justifier par deux discours. Le premier revient à dire que, les indicateurs étant « vrais », ceux qui en auront besoin pourront les utiliser comme bon leur semble puisqu'ils manieront des sources d'information objectives. Le second revient à dire que, les indicateurs étant forcément partiels, partiels, et donc « faux », ceux qui en auront besoin pourront les utiliser comme bon leur semble dans la guerre informationnelle que se livrent les décideurs pour justifier telle ou telle position,

chacun utilisant celui qui l'arrange le plus. Les producteurs d'indicateurs apparaissent dans ces deux cas soit comme des scientifiques neutres, soit comme des acteurs « politiques » orientant leurs conventions d'équivalence dans le sens qui arrangera certaines communautés de pratique. Pourtant, sans préjuger qu'un indicateur soit vrai ou faux, ne pas identifier d'utilisateurs préalablement à la construction, c'est laisser l'initiative de la justification à ceux qui ont le plus de capacités et d'intérêts à s'appropriier et donc à utiliser ces indicateurs, c'est-à-dire les groupes de pression (que ceux-ci soient des ONG, des entreprises privées ou tout autre acteur institutionnel).

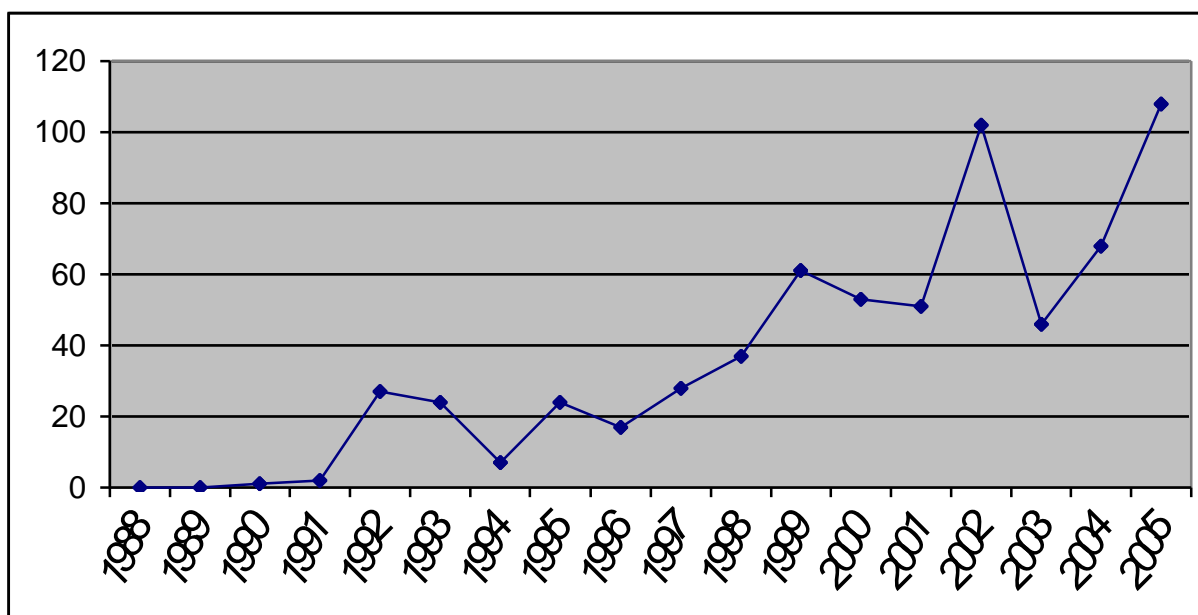
Le besoin pour des indicateurs de biodiversité émerge en même temps que cet objet devient une question sociale (Boulanger, 2006 ; Dewey, 1927). Une question sociale existe lorsqu'émerge une arène publique à son sujet. Ces arènes publiques concernent par exemple l'emploi, l'économie, l'immigration, la 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 » apparaît⁸⁰, pour la période 1988-2005 (figure 11).

⁸⁰ <http://www.lemonde.fr/web/recherche/1,13-0,1-0,0.html>

Figure 11 : Nombre d'articles parus dans Le Monde dans lesquels le mot « biodiversité » apparaît.



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

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 – sous le haut patronage de Jacques Chirac.

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.

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 (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).

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 de résistance – de justification – pour retarder 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 capital naturel critique) ou faible (taux de croissance avec taux de substitution

parfait entre le capital physique et le capital naturel). 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 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 en effet 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 (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 Etats-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 publique 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. A l'échelle locale, c'est la même chose : les indicateurs concernant le développement durable ne survivent pas au retrait des organisations qui les ont initiés et financés (Garcia et Lescuyer, 2006). Un autre élément qui va dans le sens de cette hypothèse est que, même lorsque les producteurs d'indicateurs cherchent à identifier les attentes et les besoins des acteurs, ces derniers n'émettent aucune demande particulière pour de tels outils (Keïta et al., 2006 ; Mirault et al., 2006).

Pourtant, plusieurs arguments laissent penser que les choses sont en train de changer à l'échelle nationale.

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 France⁸¹ (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. Dans le domaine de la biodiversité, c'est la même chose. En effet, la mise en place d'une Stratégie Nationale pour la Biodiversité doit permettre de traduire en actes concrets l'objectif de la CBD, 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).

Dans le domaine du développement durable, le Centre d'Analyse Stratégique (ex-Commissariat au Plan⁸²) 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'Ecologie 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.

⁸¹ Il est même possible d'espérer qu'une Loi sur le Développement Durable soit votée comme ce fut le cas au Québec par exemple.

⁸² 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.

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.

Un autre élément essentiel est que les acteurs utilisent une grande diversité d'indicateurs informels pour prendre leurs décisions pendant leurs activités quotidiennes. Dès lors, la demande pour des indicateurs 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 concernés par la conservation de la biodiversité. En effet, c'est en travaillant collectivement et en discutant que les besoins se précisent et que les demandes s'expriment. Cette approche permet par ailleurs de mettre en place une démocratie technique nécessaire à l'étude des objets controversés comme le sont la biodiversité ou le développement durable.

Concrètement, la co-construction 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, Lascoumes et Barthe, 2001 ; Mirault et al., 2006) : la compilation bibliographique et la modélisation écologique standard qui ne prennent pas du tout en compte la 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 autour de la co-construction d'une problématique commune. Plus l'approche tend vers de l'interdisciplinarité, plus l'offre pourra être adaptée à la demande.

La co-construction implique la prise en compte directe ou indirecte de la demande sociale et une offre fondée sur l'interdisciplinarité (tableau 11).

Tableau 11 : 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

Un mauvais exemple de co-construction à évoquer est celui des *focus groups*. En fait, la prise en compte de la demande et de l'opinion des profanes pour la gestion des questions de société est souvent envisagée à partir de ces focus groups ou groupes de discussions (Callon,

Lascoumes et Barthe, 2001, p.225). Ces derniers fonctionnent grâce à un animateur qui pose des questions très ouvertes, utilise des supports – film, dessin, jeu... – dont l'objectif est de faire discuter les participants sur un sujet donné. Les questions sont très simples, les groupes de petite taille (5 à 12 personnes) et le nombre de réunions limité. Cette organisation permet de créer rapidement des dynamiques collectives de discussion qui font émerger beaucoup d'informations.

La mise en commun des subjectivités profanes à partir de focus groups existe depuis longtemps (années 50 aux Etats-Unis). Elle a cependant toujours été réalisée dans une perspective instrumentale. Ainsi, l'objectif initial des focus groups est d'identifier les goûts et les préférences des consommateurs pour pouvoir adapter l'offre des entreprises à la demande des ménages. Il en va finalement de même aujourd'hui des questions de développement durable et de conservation de la biodiversité, mais il s'agit de l'offre des organisations internationales et de la demande des citoyens. Il s'agit en effet d'analyser les représentations des acteurs locaux et leurs besoins pour proposer ensuite des outils garantissant l'émergence d'usages durables des ressources. Parfois, il est aussi demandé aux focus groups de choisir entre telle et telle option identifiée préalablement (Lescuyer, Karsenty et Antona, 2004). Les débats qui ont lieu dans les focus groups n'ont ainsi pas pour objet de créer des interactions entre scientifiques et profanes ou de traiter des questions de société mais de permettre une analyse poussée des attentes des profanes. Les acteurs locaux ne sont jamais à l'initiative des programmes et des questions posées. Ceci explique pourquoi les indicateurs de développement durable ne survivent jamais au départ des programmes participatifs qui les ont initiés à une échelle locale (Garcia et Lescuyer, 2006).

Il apparaît en effet que la demande pour des outils de gestion de la biodiversité, tels que des indicateurs, ne peut être créée artificiellement à partir d'un processus en top-down (d'Aquino, Seck et Camara., 2002). La demande d'indicateurs renvoie à un besoin. Le problème 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.

d- Adapter les indicateurs aux perceptions pour faciliter les comportements adaptatifs

Comme nous l'avons déjà dit plus haut, un bon indicateur est un indicateur qui engendre des rétroactions sur les comportements de celui qui l'utilise. C'est en effet uniquement sous cette condition qu'il existera une interaction entre l'évolution de l'indicateur et l'évolution des comportements.

L'adaptation des indicateurs aux besoins des utilisateurs renvoie au critère de « pertinence » (*relevant*) défini par le Comité du Programme Statistique Européen. Compte tenu du flou entourant ce critère, il existe 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). C'est ce qui explique sans doute en partie le faible succès des IDD.

Par ailleurs, un problème de fond 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., soumis-b ; 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 myopes 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 indicateurs différents – sans jamais appeler ça des « indicateurs » – adaptés à leurs besoins spécifiques (Levrel et al., 2006b). Seuls les constructeurs d'indicateurs arrivent à imaginer une situation de tableau de bord permettant de piloter un système.

Il est donc 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 de nouveau recours aux notions de connaissance codifiée et de connaissance tacite (Cowan et Foray, 1998). Il existe une relation de complémentarité entre les connaissances tacites et les connaissances codifiées. En effet, les connaissances tacites sont toujours nécessaires pour interpréter les connaissances codifiées qui ne transportent qu'une information incomplète. Or les différences de connaissance tacite expliquent pourquoi les signaux émis par les indicateurs sont interprétés différemment selon les agents (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. La question du décideur « physique » auquel s'adressent les indicateurs et de ses capacités de traitement de l'information doit donc être sérieusement prise en compte.

La première chose à laquelle il faut s'intéresser lorsqu'on cherche à évaluer la pertinence des indicateurs de biodiversité est la représentation qu'ont les acteurs de cette biodiversité. En effet, les indicateurs sont caractérisés par le fait qu'ils envoient des signaux (Zaccai et Bauler, 2002). Qui dit « signaux » dit « sens » et donc adéquation avec les représentations et les capacités cognitives de l'utilisateur.

Les expériences menées dans le développement des IDD ont conduit à identifier une constante concernant cette question du sens : l'effet de liste que crée la plupart des batteries d'indicateurs (Lavoux, 2006). En effet, la plupart des rapports sur les indicateurs de développement durable ou sur la biodiversité souhaite offrir une vision relativement exhaustive de ces questions de manière à bien souligner le caractère multidimensionnel de ces objets mais aussi de prendre en compte la grande diversité des représentations à leur propos. C'est à partir d'un tel objectif que l'IFEN en était arrivé en 2001 à identifier 307 IDD (IFEN, 2001a). Ce problème se pose aussi lorsque des méta-données sont mises en place pour offrir plus de transparence aux indicateurs (Desrosières, 2003b).

La grande quantité d'indicateurs crée trois problèmes majeurs. Il existe d'abord une *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 perception et de traitement 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 et que le sens de ces évolutions est souvent équivoque. 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 déstabilise l'environnement informationnel de l'individu, crée de l'incertitude et de l'incohérence. C'est pourquoi, il est bien souvent impossible d'en tirer des signaux clairs. Il pourrait ainsi sembler intéressant de mettre l'accent sur quelques indicateurs qui structurent fortement la dynamique des systèmes qu'ils sont censés représenter. 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 décideurs à utiliser des indicateurs.

Selon Boulanger (2006), il faut limiter le nombre d'indicateurs à cinq – plus ou moins trois – indicateurs têtes d'affiche si l'on veut qu'il puissent faire sens et alimenter les débats publics. C'est l'option qui a été retenue ces dernières années par la plupart des agences qui produisent des indicateurs. Pourtant, une autre approche concernant cette question est de dire qu'il est nécessaire de pouvoir produire autant d'indicateurs qu'il existe de représentations d'un problème commun⁸³.

Comment identifier le nombre d'indicateurs optimal ? En fait, il est possible d'offrir une réponse en partant des interdépendances de niveaux de décision. Ainsi, dans le cadre d'une décision politique nationale, le nombre d'acteurs concernés par la décision est très important, le niveau d'interdépendance très élevé et seul un petit nombre d'indicateurs pourra faire sens auprès de plusieurs millions de personnes. Le niveau d'intersubjectivité auquel l'indicateur doit faire référence pour qu'il permette de communiquer sur une mesure de politique publique est donc très important. En revanche, s'il s'agit d'indicateurs utilisés au sein d'une communauté de pratique ou à une échelle locale, le niveau d'intersubjectivité nécessaire pour pouvoir communiquer est beaucoup moins élevé car le nombre de personnes concernées est lui aussi moins grand, tout comme l'interdépendance des niveaux de décision. Dès lors, il sera possible d'utiliser un plus grand nombre d'indicateurs qui font sens pour les individus. Proposer un plus grand nombre d'indicateurs peut par ailleurs apparaître comme une nécessité car il est important que ces derniers reflètent la spécificité d'un contexte aux yeux des utilisateurs. Dans cette perspective, le bon nombre d'indicateurs est une question d'échelle et explique pourquoi il apparaît possible d'utiliser beaucoup d'indicateurs à une échelle locale et très peu à une échelle nationale (tableau 12).

⁸³ Pour résumer les problèmes que pose, d'un point de vue disciplinaire, cette question du bon nombre d'indicateurs, il est possible de souligner les différences qui existent entre les économistes d'un côté et les anthropologues de l'autre. Pour les économistes orthodoxes, un seul indicateur peut être utilisé en tout lieu et de tout temps pour prendre une décision. Il s'agit du prix. Pour les psychologues et les anthropologues, les modèles cognitifs sont si complexes (issus d'expériences spécifiques et uniques) qu'il faudrait autant d'indicateurs que d'individus pour que cette question ait un sens.

Tableau 12 : Articulation entre échelles de perception, méthode d'apprentissage et indicateurs.

Sujet	Perception des phénomènes	Base de l'évaluation d'un phénomène	Types d'indicateurs utilisés en priorité	Méthode de recherche principale	Outils d'encodage des informations et de coordination des perceptions	Nombre d'indicateurs utilisés	Outils d'aide à la décision individuelle
Individu	Signification idiosyncrasique	Opinion idiosyncrasique	Indicateurs environnementaux	Déductive	Modèles cognitifs	Une infinité	Modèles cognitifs
Communauté de pratique	Signification intersubjective	Opinion commune	Indicateurs mécaniques	Ingénierie	Représentations sociales	Entre 10 et 15 (Levrel et al., 2006b)	Règles régulatrices (conventions et contrats)
Société	Signification commune	Opinion publique	Indicateurs myopes	Science universaliste	Institutions	Entre 3 et 7 (Boulanger, 2006)	Règles constitutives (institutions)

Les structures signifiantes propres aux systèmes symboliques peuvent être analysées à travers quatre caractéristiques (Westley et al., 2002) qui permettent de reposer la question des indicateurs à partir des modèles cognitifs.

1) Tout d'abord, les systèmes symboliques *créent des hiérarchies abstraites* en donnant du sens aux choses et en les classifiant à travers des ordres de grandeur. L'homme se construit ainsi un véritable monde virtuel dans lequel des représentations interagissent.

Les indicateurs doivent 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.

Les représentations ont deux dimensions. La première est qu'elles se situent à l'intérieur de chaque individu. Dans ce cas, on parlera de représentations mentales. La seconde est qu'elles sont aussi à l'extérieur de l'individu et appartiennent donc à son environnement. Un texte, un modèle mathématique ou un signe sont des représentations simplifiées d'une réalité complexe. Ces représentations extérieures sont toujours connectées aux représentations intérieures sans quoi elles ne peuvent créer de sens. Les indicateurs sont des représentations simplifiées d'un environnement complexe et à ce titre ils sont censés envoyer des signaux, c'est-à-dire des stimuli qui contiennent du sens. Ils sont dès lors intimement liés à un processus ascendant de perception. Or, ces stimuli ne produiront du sens que s'il est possible au récepteur, l'individu, d'interpréter ce stimuli en opérant un processus d'appariement avec une représentation préexistante.

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 hiérarchisation n'est pas liée à la valeur des paramètres mais au degré d'attractivité cognitive des indicateurs et à la quantité d'informations qu'ils véhiculent. En effet, pour qu'un indicateur fonctionne, il doit être adapté aux représentations de nombreux acteurs, même si l'on se trouve à une échelle locale. Il est donc nécessaire d'identifier les indicateurs qui *parlent* au plus grand nombre. Il faut par ailleurs que ces indicateurs contiennent beaucoup d'informations sur les dynamiques des phénomènes qu'ils sont censés représenter. Les indicateurs doivent donc répondre à une double sensibilité : vis-à-vis des systèmes symboliques et vis-à-vis des dynamiques qui touchent le phénomène approximé. Ainsi, il est intéressant de développer des indicateurs « têtes d'affiche » attractifs qui vont permettre dans un second temps de s'intéresser aux indicateurs plus précis qu'il est possible de mobiliser derrière. Les indicateurs têtes d'affiche doivent avant tout représenter des objets frontières permettant de mettre en relation différents acteurs. C'est le cas de l'IDH qui est l'indicateur « tête d'affiche » du PNUD et qui a pour objectif de créer de l'intérêt auprès du grand public et d'inciter les utilisateurs potentiels à découvrir leurs autres indicateurs thématiques moins médiatisés.

Un élément qui nous intéresse ici plus particulièrement est la capacité dont disposent les individus à traiter des signaux. 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, des habitudes de l'individu. Pour améliorer ces capacités de traitement, il est possible d'accroître ce que nous avons appelé les probabilités d'occurrence d'un événement en contextualisant l'indicateur. En effet, c'est le contexte qui permettra de créer une situation dans laquelle les indicateurs seront plus 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 des indicateurs soit adaptée au public visé (Levrel et al., 2006b). Il sera par exemple totalement inefficace de vouloir communiquer avec des chasseurs africains analphabètes à partir d'indicateurs représentant des courbes 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 scientifiques précis.

Gilles Pennequin (Bovar et Pennequin, 2006) évoque l'exemple de l'impact d'une communication sur le réchauffement climatique faite auprès d'hommes politiques français à partir de courbes de température pour les cent prochaines années et celui d'une communication sur la même question faite à partir d'une carte représentant la distribution des vignobles français en 2100 (qui se situeraient pour la plupart en Angleterre). L'effet sur les auditeurs fut beaucoup plus important dans le second cas et c'est pourquoi la distribution des vignobles français lui apparaissait comme un indicateur beaucoup plus pertinent pour communiquer sur le réchauffement climatique.

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 évoluent sur des pas-de-temps relativement courts tout en traduisant des tendances de long terme, mais aussi que ces tendances sont reliées à des paramètres qui touchent le « quotidien » des communautés de pratique concernées.

Un troisième élément est relatif à la présentation du système dans lequel l'indicateur s'inscrit. Il faut pouvoir situer l'indicateur sans quoi son sens risquera d'être équivoque et il ne pourra donc pas être pertinent. Cette présentation peut être réalisée à partir d'une conversation, d'une carte, d'un schéma d'interactions, d'un jeu... (Levrel et al., 2006b). Un outil de contextualisation intéressant est le Système d'Information Géographique (SIG). Les SIG permettent en effet de visualiser ce que les acteurs voient sur le terrain à différentes échelles. L'usage des SIG doit cependant être réalisé avec précaution car, comme tout outil qui mobilise fortement les représentations, il peut être une source de manipulation importante.

Un dernier élément concerne les canaux de diffusion utilisés pour faire circuler l'information (Le Fur, 2006). Le meilleur moyen pour diffuser des indicateurs est d'utiliser les réseaux des communautés de pratique concernées par les indicateurs : une filière de poissons pour les pêcheurs, le réseau Internet pour les scientifiques, les réseaux d'espaces protégés pour les gestionnaires de parc...

2) Ensuite, les systèmes symboliques créent des *possibilités de réflexivité* en permettant aux représentations intérieures de se réorganiser en permanence grâce au processus continu d'apprentissage que nous avons décrit. Le système symbolique humain s'auto-réorganise ainsi

à partir de ses capacités de conscience et de réflexivité, avec pour objectif de maintenir une intégrité et une identité dans un contexte de désorganisation⁸⁴. Le degré de réflexivité est fonction des perturbations que subit le système humain. Ce sont en effet ces perturbations qui sont à l'origine des dissonances cognitives qui représentent le moteur de l'apprentissage.

Les indicateurs doivent donc être à l'origine de surprises permettant de créer les dissonances cognitives qui nécessitent des adaptations perceptives et stratégiques, et d'enclencher des processus d'apprentissage individuels et collectifs à propos de la gestion de la biodiversité. Les écosystèmes, par définition complexes et évolutifs, sont une source de dissonance cognitive permanente car ils sont reliés à de nombreuses échelles spatiales, temporelles et symboliques. C'est pourquoi les indicateurs doivent pouvoir représenter les dynamiques qui animent les écosystèmes à différentes échelles.

Ces surprises seront avant tout liées à des changements d'échelles spatiales, temporelles et symboliques. En effet, 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. De la même manière, c'est l'articulation entre les décisions individuelles de court terme et les dynamiques collectives de long terme qui crée des surprises et permet de comprendre l'impact des décisions en projetant les individus dans le futur. Enfin, une source de surprise peut-être encore plus importante, est le fait de pouvoir passer d'indicateurs intéressant une communauté de pratique spécifique à ceux intéressant d'autres communautés de pratique puisque cela offre l'opportunité de mieux comprendre les contraintes et les objectifs de son « voisin ». Toutes ces surprises sont des occasions de dissonance cognitive, de réorganisation des systèmes symboliques et donc d'apprentissage.

Dans notre monde post-moderne, où la communication à toutes les échelles est devenue un élément très important de la vie sociale, le degré de réflexivité augmente car il existe de nombreuses occasions de perturbations et de dissonances cognitives. Les principales sources d'apprentissage sont ainsi les interactions sociales qu'il est possible de lancer à partir des indicateurs utilisés. Plus un indicateur créera du débat et de la discussion, plus il stimulera les dynamiques d'apprentissage collectif.

⁸⁴ “The human capacity for representation, for communication, and for making meaning seems to drive the processes of both maintaining system integrity and dealing with change” (Westley et al., 2002, p.113).

3) L'être humain, en plus de se représenter le monde, a pour particularité de *pouvoir anticiper les évolutions* de ce dernier. Ainsi, il adoptera des comportements aujourd'hui en fonction de la situation du monde de demain.

Cet élément est un point important pour la gestion adaptative de la biodiversité.

En effet, le risque n'est pas directement perceptible. C'est l'argumentation qui rend les risques visibles, qui les situe socialement et géographiquement, qui établit des relations causales (Beck, 1986). Les indicateurs doivent donc permettre de faciliter la confrontation des arguments en fournissant des outils de preuve et de réfutation lors des discussions. Il faut pouvoir projeter les individus dans le futur pour qu'ils puissent le percevoir, l'appréhender et mieux comprendre les évolutions en cours. Ainsi, pour pouvoir adopter un comportement adaptatif à propos de la gestion de la biodiversité, il est nécessaire de pouvoir anticiper les changements de l'état des ressources naturelles renouvelables. Comme le soulignent Callon, Lascoumes et Barthe (2001), il faut pouvoir explorer des futurs pour appréhender les risques dont ils sont porteurs.

Un autre élément qui nous intéresse ici est donc la capacité dont disposent les individus à percevoir des signaux sur les événements à venir. En fait, l'homme a de grandes difficultés à interpréter des signaux qui concernent plusieurs échelles de temps, en particulier les évolutions lentes qui sont celles à l'œuvre dans les changements bio-physiques (Westley et al., 2002). Or, ce sont ces changements qui sont à l'origine de la perte de résilience des systèmes société-nature (Gunderson et Holling, 2002).

C'est pourquoi les indicateurs doivent permettre de mieux comprendre l'impact des paramètres qui évoluent lentement et les risques d'effondrement qu'ils font peser sur le système lorsque sa résilience est trop érodée. Ils doivent aussi permettre d'articuler les évolutions lentes avec les évolutions rapides de manière à offrir des signaux clairs à court terme concernant la résilience du système.

4) Il existe des liens entre les représentations qui impliquent des *logiques de causalité*. Les réponses adoptées pour faire face à des questions de conservation de la biodiversité sont fonction des liens de causalité que les systèmes symboliques établissent entre différents paramètres. Un enseignement important de la gestion adaptative est qu'il faut éviter de considérer les liens de causalité comme univoques. En effet, dans les systèmes complexes, les dynamiques sont fonction de multiples interactions non linéaires.

Le problème, là encore, est que l'homme a des capacités limitées pour pouvoir appréhender les dynamiques complexes des systèmes d'interactions société-nature⁸⁵. 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 privilégier des relations univoques entre leurs représentations mentales et à ne pas prendre en compte les effets indirects que pourraient engendrer leurs choix. Cela explique le succès de l'approche de « command and control » pour la gestion des ressources qui se focalise sur un paramètre comme le rendement 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. Ils doivent notamment souligner les rétroactions inattendues liées à des décisions concernant des phénomènes précis.

e- L'offre d'indicateurs : la tension entre la dimension constructiviste des indicateurs et le besoin de réalisme pour les utilisateurs

Après avoir traité la question de la demande, il est nécessaire de s'intéresser à l'offre.

Dans la perspective constructiviste que nous avons adoptée jusqu'à présent, l'indicateur est un outil de médiation entre l'homme et la réalité. A ce titre, l'indicateur ne mesure pas la réalité d'un phénomène mais une réalité qui a été construite à partir du processus d'interactions liant l'observateur et le phénomène observé.

Cette approche constructiviste est particulièrement pertinente pour les indicateurs myopes qui admettent de grands espaces d'incertitude et nécessitent l'adoption de nombreuses conventions arbitraires. Elle s'intéresse en particulier au « processus de commensuration » que requiert la construction de l'indicateur.

Le processus de commensuration permet de transformer des qualités en quantités (Espeland et Stevens, 1998). Ce processus est organisé à partir d'une division sociale du travail qui comprend le collecteur de données, le constructeur de la base de données, le spécialiste qui

⁸⁵ Cela se traduit par exemple par des problèmes importants pour calculer les taux de renouvellement des ressources naturelles (Boutrais et al., 2001). Ainsi, les difficultés d'évaluation des niveaux des stocks, de leurs taux de renouvellement et des seuils d'effondrement font que leur exploitation n'est pas durable et qu'il n'existe pas une prise de conscience de la rareté des ressources naturelles renouvelables (Massé et Delache, 2005).

sélectionne les données les plus pertinentes pour représenter le phénomène qui l'intéresse, le métrologue qui met en forme un indicateur à partir des données existantes et des attentes du spécialiste. A chaque étape, des conventions sont adoptées et des informations sont perdues (Desrosières et Thévenot, 2002). A chaque étape, des processus de codification sont nécessaires. Ils s'appliquent à différentes catégories de connaissance – faits, savoir-faire, procédures... – et doivent être réalisés pour répondre à différentes fonctions – la collecte d'informations, la mise en forme, l'échange, la mémorisation, la description... La codification implique elle-même trois étapes obligatoires (Cowan et Foray, 1998) :

- La création et le développement d'un langage – celui des statistiques par exemple. Il s'agit du jargon, du langage des spécialistes qui est nécessaire pour pouvoir utiliser une connaissance codifiée.
- La création de modèle. Tout processus de codification nécessite en effet un travail de modélisation sur la connaissance tacite – non formalisée – entraînant par là même une perte d'informations puisque tout processus de modélisation conduit à une représentation simplifiée de la réalité.
- La création de message – production de données puis construction d'indicateurs à partir de celles-ci par exemple. Il s'agit du résultat final du processus. Il pourra être utilisé, communiqué et mémorisé. Il devra prendre la forme la plus adaptée pour répondre aux objectifs de codification et aux capacités des usagers.

La codification est une source de réduction des coûts de transaction par la quantité d'informations qu'elle permet de traiter et l'efficacité qu'elle offre dans la coordination entre les agents. Mais elle crée aussi de la rigidité organisationnelle. En effet, il y aura autant de communautés de pratique que de systèmes de codification et des problèmes de communication vont s'établir durablement entre ces communautés. C'est pourquoi la valeur du système de codification est liée au nombre d'utilisateurs de ce système qui en garantit sa notoriété.

Il existe ainsi une forte inertie lorsque de nouveaux outils d'information apparaissent. En effet, personne n'a intérêt individuellement à changer de code car cela implique d'abandonner un langage et un système de codification auxquels on est habitué.

Travailler sur un processus de commensuration tel que la création d'indicateurs de biodiversité implique de répondre à quatre questions pour en saisir les tenants et les aboutissants (Espeland et Stevens, 1998) :

1) Quelles motivations ont conduit à penser qu'il serait utile de commensurer ce phénomène qu'est la biodiversité ?

Comme nous l'avons expliqué, c'est l'émergence d'une arène publique à propos de la biodiversité qui a permis d'en faire une question sociale pour laquelle il existe une demande d'information.

2) De quels moyens et de quelles informations dispose-t-on pour mettre en place ce processus de commensuration ?

Pour aborder cette question, il faut tout d'abord souligner le fossé qui existe entre les avancées heuristiques autour du concept de biodiversité et les avancées réalisées pour pouvoir mesurer cette biodiversité.

La biodiversité est considérée, dans son sens étroit, comme la diversité du vivant, qui ne peut être approximée qu'à partir de la prise en compte simultanée de la variabilité génétique des populations, de la diversité spécifique des communautés et de la complexité des réseaux trophiques des écosystèmes (Krebs, 2001, p.10). Mais, dans sa version élargie, la biodiversité est envisagée dans une perspective dynamique nécessitant la prise en compte des interactions inter et intra-spécifiques, de la diversité fonctionnelle, de la résilience, mais aussi des services écosystémiques (Barbault, 2000 ; Holling et Gunderson, 2002 ; Barbault et Chevassus-au-Louis, 2004 ; MEA, 2005). Ces différents éléments doivent par ailleurs pouvoir être traités de manière intégrée.

Or, les avancées scientifiques dans le domaine de l'évaluation de la biodiversité sont loin de pouvoir prendre en compte ces différents paramètres dans une perspective intégrée comme nous l'avons vu dans le premier chapitre. Les premières publications sur le suivi de la biodiversité à large échelle sont par exemple très récentes (Balmford et al., 2003 ; Brooks et Kennedy, 2004 ; Scholes et Biggs, 2005 ; *Philosophical Transactions of The Royal Society B*, vol. 360, 2005). Il existe ainsi un fossé entre ceux qui parlent de la biodiversité et ceux qui la mesurent. Ceci se ressent très clairement à la lecture du rapport du MEA (2005). Les discours sont très ambitieux et le cadre intégratif fondé sur le concept de services écosystémiques apparaît très pertinent mais il y a un manque chronique d'informations pour caractériser les interactions qui existent dans ce cadre intégratif (MEA, 2005).

La construction d'indicateurs est par ailleurs le résultat d'un processus d'interactions entre différents acteurs ayant des perceptions différentes du même phénomène et qui vont finir par arriver à une convention sur la manière dont on peut approximer ce phénomène. Ceci explique pourquoi les conventions sur lesquelles reposent les indicateurs sont souvent le fruit de

rapports de force au sein d'agences spécialisées ou entre celles-ci. Prenons l'exemple de l'OCDE qui produit de nombreux indicateurs. Cette structure possède une direction de l'environnement et un département des affaires économiques. Le département des affaires économiques dispose de beaucoup plus de moyens financiers et humains ainsi que d'une forte légitimité institutionnelle récemment renforcée par le fait qu'il a obtenu la charge de mettre en place des indicateurs de développement durable, dans lesquels les indicateurs environnementaux doivent être insérés (Lehtonen, 2002). Ceci a conduit l'OCDE à proposer des indicateurs environnementaux basés sur des principes utilitaristes néoclassiques et à délaisser les approches écolo-centrées défendues par la direction de l'environnement (Lehtonen, 2002 ; Hukkinen, 2003). Ainsi, la construction d'indicateurs implique la mise en interaction d'acteurs sociaux ayant des poids et des statuts différents, et peut vite devenir un processus de légitimation d'une représentation du monde sur une autre, du fait de rapports de pouvoir déséquilibrés.

C'est pourquoi, il est possible de dire que la construction de ce type d'indicateurs nécessite l'établissement de règles de construction qui offrent autant de moyens pour organiser la division du travail à l'origine de ces indicateurs et garantir une certaine justesse de ces derniers (Desrosières et Thévenot, 2002 ; Batifoulier, 2001). Ces règles peuvent être regroupées à partir de la classification que nous avons adoptée jusqu'à présent : les règles constitutives et régulatrices. Les règles constitutives instituent – et justifient – la sélection de certains critères pour la construction des indicateurs, tandis que les règles régulatrices permettent d'organiser la construction à partir d'un protocole précis. Les règles constitutives peuvent être la représentativité des échantillons choisis, la rigueur statistique du traitement des données, la neutralité du processus. Les règles régulatrices ont quant à elles pour objectif de standardiser la production d'indicateurs à travers le développement d'observatoires, le respect des protocoles de collecte... Ces règles régulatrices et constitutives doivent être les plus transparentes possible.

3) Quels sont les effets pratiques et politiques de ce processus de commensuration ?

Dans le domaine de la biodiversité, les processus de commensuration sont en cours et il est encore trop tôt pour identifier les effets pratiques et politiques de ces processus. Mais, en tout état de cause, ils vont créer de l'ordre dans les débats à propos de cet objet et rendre celui-ci accessible à l'évaluation grâce à une réduction de l'hétérogénéité des systèmes de valeur qui s'y réfèrent. Ce processus a déjà commencé et il est possible d'évoquer un ensemble d'indicateurs de biodiversité « dominants » qui sont plus ou moins en concurrence tels que

l'indicateur planète vivante, les indicateurs « oiseaux communs », l'indicateur trophique marin ou les listes rouges de l'IUCN (Philosophical Transactions of The Royal Society B, 2005, 28 February, vol. 360).

Par ailleurs, compte tenu de ce que nous avons expliqué plus haut, il est possible de considérer que la construction d'un indicateur va de pair avec la construction de la réalité de l'objet auquel il renvoie (Bouni, 1998). En effet, la mise en place d'un indicateur est le résultat d'une sélection en amont de critères d'approximation et de méthodologies, concernant en premier lieu les systèmes de valeur, qui fait de l'indicateur un outil de classification. Or, « la constitution d'une classe est une activité de polarisation et d'exclusion. Elle implique de tracer des frontières ce qui est très différent du fait de mesurer » (Douglas, 1999, p.78). Ces classifications sont d'autant plus fortes que, par son caractère métrologique, l'indicateur représente un outil de preuve qui permet de considérer, implicitement, qu'il existe un lien univoque entre l'objet de la mesure et la mesure. Ce processus conduit à laisser de côté de nombreux éléments pertinents. C'est pourquoi la commensuration représente avant tout une suppression plus ou moins volontaire de l'hétérogénéité des valeurs dans le but de créer des étalons de valeur communs (Espeland et Stevens, 1998). En effet, un indicateur, par le processus de commensuration qu'il implique, rationalise, formalise, objectivise, décontextualise, homogénéise, une réalité complexe et hétérogène. C'est pourquoi il transforme la relation que l'homme a aux choses mais aussi les relations que les hommes ont entre eux à propos des choses⁸⁶. Ainsi, selon Aristote, le processus de commensuration est dangereux car il ignore l'éthique de la singularité de l'autre et conduit inexorablement à l'émergence de conflits (Espeland et Stevens, 1998). Le processus de commensuration est critiqué par bien d'autres auteurs tels que Karl Marx qui y voit une source de transformation des relations humaines et d'aliénation, Max Weber qui considère ce processus comme une source de désenchantement du monde ou Georg Simmel pour qui cela crée un phénomène de distanciation entre l'homme et ses systèmes de valeur.

4) Comment les acteurs résistent-ils au processus de commensuration et pour quelle raison ?

Vouloir résister à un processus de commensuration, c'est souvent apparaître comme opposé à un processus d'organisation et de rationalisation du monde, utile à la mise en place de débats publics (Espeland et Stevens, 1998). Pourtant, il peut être tout à fait rationnel de vouloir résister à un processus de commensuration. En effet, les indicateurs myopes, par le processus

⁸⁶ « Commensuration can change our relations to what we value and how we invest in things and people » (Espeland et Stevens, 1998, p.319).

de normalisation qu'ils impliquent, représentent des outils de désignation et de classification très puissants qui véhiculent des représentations et des systèmes de valeur sur le monde. Ceci explique pourquoi « ce domaine d'étude est un lieu d'interaction entre les mondes du savoir et du pouvoir, de la description et de la décision, du "il y a" et du "il faut" [...] » (Desrosières, 1993, p.10).

Un indicateur peut donc être un outil de compréhension mutuelle ou un outil de domination, que ce soit vis-à-vis de son environnement naturel ou de son environnement social.

Un outil de domination lorsque les indicateurs ont pour objectif de piloter un système société-nature en fournissant des informations qui vont permettre de maîtriser les variabilités⁸⁷. Un outil de compréhension lorsque les indicateurs utilisés ont pour objectif de mieux communiquer entre acteurs dépendants de ressources communes, en vue de réduire les barrières qui existent entre eux et de mettre en place des politiques de gestion adaptative. Un outil de compréhension encore lorsqu'ils permettent une meilleure connaissance des dynamiques écologiques en vue de mettre en place des stratégies de connivence avec celles-ci (Henry, 1987 ; Weber, 1996b).

Mais l'indicateur peut aussi, sous couvert d'être un outil de communication redevenir rapidement un outil de contrôle en ayant pour principale fonction de justifier des mesures, des pratiques ou des résultats, comme c'est souvent le cas en politique.

Pour éviter les risques de manipulation et offrir des moyens de « résister » au processus de commensuration engendré par la construction d'indicateurs, il existe théoriquement deux méthodes qui permettent de limiter la portée de leurs usages.

La première est de nature épistémologique. En effet, une propriété essentielle de l'indicateur est de disjoindre le signifiant (la mesure) et le signifié (l'objet à mesurer) comme cela a été expliqué plus haut (Desrosières, 2003a). Cette propriété doit permettre de souligner la dimension conventionnelle des approximations et donc d'éviter les argumentaires fondés sur l'hypothèse d'un lien univoque entre l'indicateur et le phénomène. Toutefois, cet aspect conventionnel est vite oublié lorsque l'indicateur est utilisé par des acteurs.

Pour Olivier Favereau et Emmanuel Lazega (2002), c'est le processus même de l'agrégation qui engendre la soustraction des conventions. Ce phénomène peut s'expliquer de trois manières :

⁸⁷ Par exemple, en contrôlant l'évolution de certaines populations animales ou végétales à partir d'indicateurs démographiques ou l'évolution des pressions anthropiques à partir d'indicateurs de suivi tels que le nombre de procès verbaux ou le nombre d'incursions dans une zone protégée.

- L'explication philosophique, tout d'abord, serait que le sens d'un indicateur ne fait pas partie de cet indicateur. Ainsi, le sens d'une convention d'équivalence pour la mise en place d'un indicateur n'est pas présente dans ce dernier. Les négociations qui ont conduit à cette convention ne sont pas explicites dans l'indicateur lui-même.

- L'explication mécanique, ensuite, serait que l'agrégation se réalise par la soustraction de ce qui n'est pas additionnable. Ainsi les éléments qualitatifs auxquels renvoient toutes les conventions – participants, nature des discussions, opinions représentées – ne sont ni mesurables ni additionnables.

- L'explication psychologique, enfin, serait que les modèles cognitifs auxquels l'homme a recourt lorsqu'il fait des choix et construit ses opinions, se focalisent sur les grandeurs additionnables.

Cette dernière explication, de nature cognitive, a une origine simple (Favereau et Lazega, 2002) : les grandeurs additionnables sont celles qui créent le plus de sens en permettant de créer des échelles de valeur extrêmement précises. A ce titre, elles facilitent la communication et la prise de décision⁸⁸.

Une deuxième solution qui offre de la transparence aux indicateurs est d'évoquer formellement et clairement les conventions d'équivalence qui ont permis la construction des indicateurs afin de tenir compte des représentations et classifications sous-jacentes, des échelles de réalisme qui ont été privilégiées, mais aussi de voir si ces conventions sont en adéquation avec la disponibilité de données, les capacités de collecte ou la perception des phénomènes que l'indicateur est censé approximer (Zaccai et Bauler, 2002). C'est dans ce but que des précisions systématiques sur les limites des indicateurs sont incluses dans les rapports et qu'ont été créées les méta-données. « Celles-ci permettent de conserver et de fournir à la demande des informations sur les modalités de construction des données stockées (par exemple, pour une enquête : intentions initiales, champ couvert, plans de sondage, questionnaires, nomenclatures, modes de collecte, redressements des réponses, etc.) » (Desrosières, 2003a, p.8).

⁸⁸ Si l'on prend l'exemple d'un bien ou d'un service, le consommateur va utiliser deux grandeurs pour ordonner ses préférences : le prix et la qualité. Le prix, une fois donné, ne souffre aucune incertitude. La qualité, quant à elle, est beaucoup plus sujette à caution. Elle renvoie, comme le risque, à un argumentaire qui laisse place à de nombreuses asymétries d'information. Le recours à des labels bio aide à s'orienter, mais leur multiplication, accompagnée d'une grande différence de prix, vient parasiter les informations transmises par ces indicateurs de qualité. Il est ainsi difficile, même à travers les labels, d'avoir une idée claire de ce qu'est la qualité des conditions exactes du processus de production du bien ou de la justification du prix affiché vis-à-vis du niveau de qualité annoncé. C'est pourquoi, par défaut, le consommateur va regarder le prix, avant les informations qui vont lui permettre d'évaluer plus ou moins bien la qualité du bien qu'il souhaite acheter.

Pourtant, si ces informations complémentaires sont toujours énoncées dans les rapports, elles ne sont jamais évoquées à l'heure du discours et de la mise en place de mesures politiques. En effet, il est évident qu'une énonciation systématique des conventions sur lesquelles repose l'indicateur engendrerait des coûts de transaction très importants pour les utilisateurs de ces indicateurs. Expliquer systématiquement quelles conventions, quelles données, quelles méthodologies, etc. ont permis de construire un indicateur rendrait le processus de décision beaucoup trop lourd et finalement inefficace en termes sociaux et économiques. Ainsi, « pour agir avec son environnement, l'être vivant doit se représenter celui-ci de façon précise. Pour que cette interaction soit adaptative, l'urgence de l'action nécessite que la représentation de l'environnement soit rapide. En règle générale, l'exigence de précision est en contradiction avec l'exigence de rapidité » (Jimenez, 1997, p.79).

Cette tension entre déontologie constructiviste et réalisme de l'action est appelée par Alain Desrosières (2003a) le « paradoxe des méta-données ». Par ailleurs, souligner systématiquement le caractère arbitraire des conventions, c'est faire planer un doute permanent sur la légitimité de l'indicateur et fragiliser le monde commun qu'il représente. En effet, les indicateurs reposent sur des conventions fragiles et ne *tiennent* que par la confiance qu'ils inspirent à leurs utilisateurs (Keynes, 1936 ; Desrosières, 2003a). Ces derniers ont besoin de croire que les indicateurs qu'ils utilisent sont « vrais » pour qu'ils puissent représenter un véritable outil d'aide à la décision. C'est pourquoi une critique systématique, de type constructiviste, des conventions arbitraires qui fondent l'indicateur, peut rapidement conduire à la disparition d'un précieux outil de médiation et d'aide à la décision sur la base duquel pouvait s'établir un débat social (Desrosières, 2003b).

En fait, comme les usagers ne peuvent pas passer trop de temps à analyser les conventions sur lesquelles reposent les indicateurs, ils vont évaluer la légitimité des indicateurs à partir d'un certain nombre de paramètres clés.

Un premier élément est le processus analogique qui offre un caractère « naturel » à l'indicateur et permet d'occulter sa dimension conventionnelle (Douglas, 1999 ; Westley et al., 2002). Qui dit analogie, dit ressemblance. En histoire de la logique, on considère qu'il existe deux idées de la ressemblance (Douglas, 1999) : une ressemblance mathématique qui confine à l'égalité et une ressemblance vague qui renvoie à l'approximation. L'indicateur représentera un outil de preuve d'autant plus légitime qu'il bénéficiera d'un statut de « ressemblance mathématique » grâce à un « formalisme mathématique ». En effet, dans les

sociétés occidentales, le recours aux mathématiques est un élément de véracité dans les représentations sociales.

A la formalisation mathématique, s'ajoute la méthode statistique qui fournit les bases informationnelles à partir desquelles les Etats occidentaux tentent d'administrer leurs pays et les populations de se forger une opinion sur le monde (Desrosières, 1993). La statistique est par ailleurs le principal outil scientifique utilisé pour réaliser des évaluations empiriques de phénomènes car elle permet un traitement des grands nombres. Elle a gagné sa légitimité à travers une histoire au cours de laquelle les questions de moyenne, d'agrégation, de classification, de corrélation se sont posées dans de nombreux débats philosophiques, aujourd'hui oubliés par les utilisateurs de cet outil.

Un dernier élément qui offre un caractère légitime aux indicateurs est la méthode de construction qui doit être considérée comme neutre. Cette neutralité ne peut-être obtenue qu'à partir d'une certaine séparation des pouvoirs entre les spécialistes – le législatif –, les métrologues – le judiciaire – et les utilisateurs – l'exécutif. C'est cette séparation qui offrirait l'extériorité et l'objectivité nécessaires au processus de construction des indicateurs. Les métrologues ont confiance en les spécialistes et les utilisateurs ont confiance en cette séparation des pouvoirs qui constitue une institution forte de nos sociétés⁸⁹ (Desrosières, 2003a). C'est pourquoi il est possible d'affirmer que la légitimité d'un indicateur est souvent liée dans nos sociétés à trois institutions techniques : le formalisme mathématique, la méthode statistique et la séparation des pouvoirs.

⁸⁹ On observe qu'historiquement, les indicateurs produits par une organisation directement liée aux utilisateurs ont souvent été l'objet d'une forte manipulation, comme ce fut le cas en Union Soviétique⁸⁹. Boulanger (2006) montre par ailleurs comment un indicateur de criminalité développé aux Etats-Unis n'a jamais connu de succès du fait qu'il a été successivement développé par la police et le FBI.

Section 2 : Quels modèles exploratoires pour articuler des indicateurs qui fassent sens auprès d'acteurs hétérogènes ?

a- Les modèles d'interactions société-nature : contexte

Une des conclusions à laquelle nous sommes parvenus dans la section précédente est que les indicateurs pertinents à une échelle (spatiale, temporelle et/ou symbolique) spécifique le sont rarement à une autre. Or, l'articulation entre des indicateurs fonctionnant à des échelles spatiales et temporelles différentes est à la base des informations nécessaires à une amélioration des politiques publiques concernant le développement durable.

Un autre problème qui se pose de manière aiguë est celui du traitement de la complexité. En effet, la complexité des systèmes sociaux et écologiques fait qu'ils sont difficiles à comprendre. Cette difficulté s'accroît lorsqu'il faut prendre en compte les interdépendances entre ces systèmes. Il est pourtant urgent de mieux appréhender ces interdépendances de manière à pouvoir anticiper les évolutions futures (Yorke et al., 2002).

La question de l'articulation des échelles et de la complexité nécessite d'avoir recours à des modèles.

Un modèle est composé de variables ou de paramètres entre lesquels existent des relations. « Ces relations peuvent être linéaires ou non, permettant dans le premier cas un traitement analytique du modèle, nécessitant dans l'autre le recours à des méthodes de résolution numérique ou de simulation ; elles peuvent encore être strictement déterministes ou stochastiques, incluant alors un terme aléatoire ou s'exprimant sous forme de distribution de probabilités, etc. » (Boulangier et Bréchet, 2003, p.5). Les relations entre les paramètres d'un modèle peuvent être considérées comme des interactions à partir du moment où il existe des phénomènes de rétroaction.

La représentation simplifiée ou stylisée du monde à laquelle renvoie un modèle nécessite d'avoir recours à des postulats de base permettant de réaliser cette simplification. Dans notre cas d'étude, les modèles doivent offrir une représentation simplifiée des interactions entre activités humaines et dynamiques de la biodiversité. Ils doivent permettre d'intégrer les dynamiques complexes qui lient les questions économiques, écologiques et sociales (Yorke et al., 2002).

Les modèles utilisés peuvent être classés de manière binaire à partir d'un certain nombre de propriétés (Boulanger et Bréchet, 2003, 2005) : micro VS macro, bottom-up VS top-down, analytique VS systémique, optimisation VS simulation.

La différence entre *macro* et *micro* tient à l'échelle à laquelle se situe le modèle. Un modèle centré sur le comportement d'un agent est un modèle micro. Il s'intéresse à l'entité décisionnelle de base. L'approche micro se divise en deux sous-catégories : l'usage d'un agent représentatif de l'ensemble des agents ou l'usage de plusieurs agents hétérogènes qui entrent en interaction. Un modèle macro, à l'inverse, s'intéresse aux relations qui existent entre des agrégats de manière à formaliser les comportements globaux du système.

La différence entre les approches *bottom-up* et *top-down* concerne le sens de circulation de l'information. Les modèles en bottom-up sont fondés sur l'hypothèse que l'information remonte des agents vers le collectif. Ils ont pour intérêt de permettre de souligner les processus d'émergence. L'approche top-down correspond aux modèles macro qui font redescendre une information structurelle et agrégée s'imposant aux agents.

La différence entre les modèles *systémique* et *analytique* est fondée sur le degré d'intégration des modèles. Le degré d'intégration d'un modèle est lié au nombre de relations qu'il prend en compte – le temps représentant une variable parmi d'autres. Cette question du temps est essentielle car s'il ne joue aucun rôle dans le modèle, ce dernier sera considéré comme statique. Alors que le modèle analytique cherche à comprendre le fonctionnement d'un élément du système, l'approche systémique part de la relation entre les différents éléments.

Mais la différence la plus importante concerne celle qui existe entre la *simulation* et l'*optimisation*. Elle renvoie à la normativité des modèles. Les modèles d'optimisation sont fondés sur l'hypothèse qu'il existe une fonction-objectif que le système doit remplir. Cette fonction peut être de maximiser le bien-être ou de minimiser les coûts à partir d'un certain nombre de contraintes. Si les modèles d'optimisation sont – théoriquement – opérationnels pour des systèmes de décision centralisés comme une entreprise, ce n'est pas le cas pour les systèmes dans lesquels existent plusieurs centres de décision. Les modèles d'optimisation ont pour principal objectif de fournir la meilleure solution à un problème sans s'intéresser au réalisme (social) de cette solution ni, le plus souvent, à l'incertitude qui peut toucher les dynamiques en jeu. C'est pourquoi ils sont très normatifs et participent à substituer l'opinion de l'expert à la préférence du citoyen. Il s'agit donc d'un outil qui n'est pas adapté pour lancer des processus d'apprentissage collectif. Les modèles de simulation, pour leur part, ne cherchent pas à atteindre des objectifs sous contraintes mais à reproduire les dynamiques d'un

système réel observé et à tester des scénarii pour voir comment le système réagit⁹⁰. C'est pourquoi les modèles de simulation sont fondamentalement exploratoires et apparaissent beaucoup mieux adaptés pour la gestion de la biodiversité dans un contexte de risques globaux où il existe une forte incertitude (Callon, Lascoumes, Barthe, 2001). Les simulations peuvent être utilisées de deux manières. La première consiste à tester l'impact de certains choix. La seconde consiste à imaginer des scénarii ou des représentations alternatives des dynamiques qui animent le système. Dans le premier cas, on cherche à évaluer l'efficacité des mesures tandis que dans le second, on cherche à se projeter dans des avenir possibles.

Un élément qui a permis d'accroître les capacités des modèles et d'en faciliter l'usage ces dernières années est le développement des Nouvelles Technologies de l'Information et de la Communication (NTIC). Celles-ci ont en particulier offert l'opportunité de pouvoir intégrer de mieux en mieux la complexité dans les modèles et de développer des capacités de simulation très importantes. Ces changements techniques ont influencé les processus de codification en permettant de développer (Cowan et Foray, 1998) : de nouveaux langages avec l'émergence des langages informatiques ; de nouvelles capacités de modélisation grâce notamment au développement des ordinateurs individuels et à des programmes de plus en plus perfectionnés ; de nouvelles technologies de codification avec le passage d'une technologie de l'information dominée par l'écriture à une technologie de l'information dominée par l'image et l'interactivité ; de nouvelles technologies de stockage avec la possibilité de conserver autant d'informations dans un petit ordinateur que dans une bibliothèque ; de nouveaux moyens de communication avec le développement d'interfaces évolutives et conviviales adaptées aux capacités des utilisateurs.

L'accès aux modèles complexes s'est par ailleurs largement démocratisé grâce au développement de l'ordinateur domestique et des réseaux informatiques. Ainsi de nombreux programmes sont téléchargeables sur Internet et il est souvent possible de réaliser des simulations en ligne grâce à des petits programmes conviviaux. Un exemple est l'empreinte écologique qu'il est possible de calculer sur Internet de manière très simple (<http://www.earthday.net/footprint/index.asp>) alors que sa méthode de construction est très compliquée. Ainsi, le nombre d'utilisateurs potentiels de connaissances codifiées ne cesse de croître depuis des années, utilisateurs qui peuvent aujourd'hui facilement s'organiser en

⁹⁰ Les premiers modèles permettant de réaliser des simulations ont été réalisés par l'armée (Sapir, 1998) afin de pouvoir coordonner des opérations de terrain à large échelle. Le General Board était ainsi chargé, pendant la Seconde Guerre Mondiale, de tester des scénarii à partir de simulations.

réseau. C'est pourquoi les bénéfices sociaux issus de la codification ne cessent eux aussi de croître et les coûts de transaction liés aux asymétries d'information de régresser. Le marché de la codification est aujourd'hui énorme et traduit bien le passage à une économie dématérialisée centrée sur la circulation de l'information (Passet, 1979).

Les opportunités offertes par ces innovations technologiques ont cependant des contreparties (Cowan et Foray, 1998).

Tout d'abord, car le traitement de l'information nécessite de plus en plus de compétences. Le chercheur des années 70 devait maîtriser quelques outils de codification sommaires. Il doit aujourd'hui pouvoir naviguer entre de nombreux outils de codification allant du traitement de texte en passant par les tables statistiques, les SIG ou les modèles informatiques. Les compétences nécessaires pour utiliser ces outils de manière efficace sont de plus en plus grandes et le nombre de personnes à en disposer n'augmente pas à la même vitesse. Il y a donc un risque d'émergence d'une nouvelle « élite » technocratique fondée sur des connaissances spécifiques liées aux NTIC.

Ensuite, l'explosion des capacités de modélisation et de diffusion de l'information crée des risques de saturation informationnelle que nous avons déjà soulignés plus haut.

Une autre contrepartie liée au développement des technologies de l'information est qu'il existe une large part de la planète qui se trouve écartée de toutes ces NTIC⁹¹, ce qui crée un nouveau système d'exclusion. C'est pourquoi le passage à une économie de l'information dématérialisée se traduit aussi par le passage à une économie de l'accès (Rifkin, 2000) qui redéfinit les formes traditionnelles de l'exclusion. La question de l'accès aux savoirs à partir des NTIC devient un élément essentiel du développement aujourd'hui.

Un autre problème est qu'il existe une concurrence entre différents modèles mais aussi entre différents langages et c'est pourquoi les bénéfices de la codification resteront problématiques tant que ces rivalités ne seront pas résolues. En effet, il y aura autant de communautés de pratique que de modèles et de langages, et des problèmes de communication, sources de coûts de transaction, vont s'établir durablement entre ces communautés. Par ailleurs, les changements technologiques sont actuellement très rapides et les langages utilisés évoluent souvent en même temps. Il risque donc d'y avoir des archives inutilisables car plus personne ne pourra les utiliser si le langage a disparu.

Les NTIC créent par ailleurs de nouvelles menaces. Sur les libertés individuelles tout d'abord en offrant de nouvelles capacités de contrôle sur les individus à partir des informations

⁹¹ Cette exclusion est évidemment liée au coût des technologies mais aussi aux infrastructures nécessaires à leur utilisation. Ainsi, la plupart des zones rurales africaines n'ont ni électricité ni téléphone.

codifiées. La modélisation de mondes artificiels, qui mobilisent fortement les représentations, peut aussi être une source de manipulation importante si l'usage de ces outils n'est pas organisé et régulé. Une autre source de menace est que les nouveaux supports informatiques sont vulnérables aux virus.

Historiquement, les premiers modèles intégrés sur la question des interactions entre les activités humaines et l'état des ressources naturelles renouvelables, permettant de réaliser des simulations, ont été élaborés dans les années 70. Il s'agit en particulier des modèles utilisés par le Club de Rome. Ce club est créé en 1968 par Aurelio Peccei pour lancer une réflexion sur les risques liés aux innovations techniques non maîtrisées. En 1970, Peccei rencontre Jay W. Forrester, le fondateur de la dynamique des systèmes. Deux modèles vont suivre cette rencontre et offrir au Club de Rome son principal outil argumentaire : les modèles World 2 et World 3. Le premier a été conçu par Forrester, le second par Donella et Dennis Meadows (elle est biophysicienne et lui économiste) en collaboration avec une équipe du Massachusetts Institute of Technology (MIT). Il a été popularisé par le rapport sur les limites de la croissance (Meadows et al., 1972). Ces deux modèles sont fondés sur une représentation cybernétique et biophysique du monde, même si le second modèle revendique une démarche pluridisciplinaire (participation des économistes Herman Daly et Dennis Meadows). Ils appartiennent aux modèles de dynamique des systèmes du fait de leur dimension mécaniste.

Le modèle World 3 a permis de lancer des simulations en prenant en compte différentes politiques publiques et différents types d'innovations technologiques. Celles-ci concernent la période 1960-2100. Cependant, dans un modèle où la croissance de la population et de la production est exponentielle, les conclusions de ces simulations sont toujours très négatives malgré l'impact des innovations⁹². La rétroaction sur la population et la production conduit à un double effondrement du fait du dépassement de la capacité de charge de la planète.

Ce modèle a été fortement critiqué, en particulier par des économistes tels que Robert Solow (1973, 1974), William Nordhaus (1972) ou Wilfred Beckerman (1972), mais également par la Banque Mondiale (1972). Le premier point de critique concerne les modèles mathématiques utilisés qui n'intègrent ni les prix, ni aucune autre question économique. Ainsi, le modèle n'est pas recevable car il manque un paramètre de régulation essentiel qui est le prix. Par ailleurs, il soulève des problèmes d'agrégation importants – liés au fait qu'il se situe à une échelle globale – qui conduisent à une déformation de la réalité. Une autre limite du modèle

⁹² Les innovations technologiques se traduisent par la multiplication par 2 du niveau de ressources disponibles et/ou en divisant par 4 le niveau de pollution.

est le principe de proportionnalité qui existe entre le niveau de production et le niveau de pollution. D'autres problèmes ont été soulignés : une vision idéologique des rapports homme-nature fondée sur une approche à l'équilibre et des capacités de charge fixes ; la surestimation des problèmes de pollution ; une simplification des liens entre la croissance et la destruction de l'environnement conduisant à des amalgames ; l'absence de réflexions institutionnelle et organisationnelle ; la passivité des sociétés humaines ainsi modélisées ; la non-prise en compte de la transition démographique. Beckerman et la Banque Mondiale ont même critiqué le recours aux modèles mathématiques et aux simulations informatiques qui offrent une fausse légitimité à ces travaux.

Plusieurs éléments permettent de comprendre les erreurs de ce modèle. Tout d'abord, la transition démographique vient à peine de commencer (début des années 70) et rien ne laisse prévoir qu'il s'agit là d'un changement profond que connaîtra l'ensemble de la planète. Ensuite, la révolution verte n'a pas encore montré toutes ses capacités en ce qui concerne l'accroissement des rendements. Enfin, le choc pétrolier n'a pas eu lieu et il apparaît délicat d'imaginer qu'une régulation de la pollution par les prix peut avoir lieu ou que la croissance peut ralentir.

On peut ajouter que, si les critiques formulées à l'égard du Club de Rome sont justifiées d'un point de vue scientifique, elles traduisent une relative mauvaise foi de la part des économistes qui les ont formulées (Georgescu-Roegen, 1979, pp.86-88). D'abord parce que les économistes qui ont critiqué le recours aux mathématiques et les problèmes soulevés par la question de l'agrégation sont les mêmes qui utilisent ces méthodes dans leurs travaux scientifiques. Ensuite parce qu'il existe de nombreux modèles économiques qui ne comportent aucun prix, parmi lesquels les fameux modèles de croissance d'Arrod-Domar et de Solow. Encore, car le rapport de proportionnalité entre le stock de capital et le niveau de pollution – qui peut être assimilé à un output en économie – est le même que celui utilisé par les économistes dans les modèles de croissance. Enfin, parce que les économistes de cette époque (le début des années 70) sont focalisés sur ces modèles de croissance et qu'ils voient dans un rapport intitulé *Halte à la Croissance*, une véritable provocation pour la profession⁹³. Des modèles alternatifs ont été proposés par des économistes renommés pour répondre au modèle World 3. Ils sont cependant fondés sur des hypothèses tout aussi fortes. Nordhaus (1972) propose ainsi un modèle dans lequel il existe un système de production sans aucune pollution. Il admet aussi que le progrès technique peut conduire à un accroissement illimité

⁹³ La revue *The Economist* se fit le défenseur de la profession dans un éditorial du 11 mars 1972 où il était dit que le rapport atteignait « la cote d'alerte du non-sens rétrograde » (cité par Georgescu-Roegen, 1979, p.86).

des ressources. Solow (1974), quant à lui, imagine un modèle avec des taux de substitution parfait entre les actifs naturels et les actifs physiques. En bref, le premier a une foi totale en les capacités du progrès technique pour faire face au problème de l'érosion des ressources naturelles renouvelables et le second considère que la disparition de la biodiversité n'est pas un problème si elle s'accompagne de la croissance des moyens de production.

Le principal enseignement offert par l'apparition du modèle World 3 et les réponses auxquelles il a donné lieu est que ni le modèle ni les réponses n'ont permis de réconcilier les sciences sociales et les sciences bio-physiques. En fait, opposer des modèles fondés sur des hypothèses scientifiques radicales, relevant souvent plus de l'idéologie que d'un paramétrage scientifiquement validé, conduit à une incompréhension entre les différentes parties. On peut même supposer que ce modèle n'a fait qu'aggraver les choses, que cela a contribué à faire reculer d'autant la volonté de mener des expériences pluridisciplinaires sur la question de la gestion des ressources naturelles renouvelables. Cette expérience soulève aussi le problème du réalisme que pose tout modèle global. En effet, il nécessite d'adopter des hypothèses extrêmement fortes pour pouvoir procéder aux agrégations.

Il est cependant possible de considérer que le modèle World 3 a été un succès puisqu'il a permis de créer une polémique et obligé les économistes à entrer dans un débat de natures scientifique et politique concernant les liens entre la croissance et l'érosion des ressources naturelles renouvelables. Ce modèle a ainsi permis d'explorer des futurs possibles, non pas en proposant des scénarii réalistes mais en provoquant des surprises et des discussions qui ont conduit à un processus itératif de réfutation.

b- Evaluation des modèles d'interactions société-nature existants

Il existe aujourd'hui plusieurs types de modèles qui s'intéressent aux interactions société-nature. Pour étudier les modèles d'interactions société-nature, nous nous appuyerons sur un article récent de Boulanger et Bréchet (2003, 2005) faisant une revue des classes de modèles existants pour le développement durable.

La revue concerne les modèles macro-économétriques, les modèles d'équilibre général calculable, les modèles d'optimisation centralisée, les modèles multi-agents, les réseaux bayésiens et les modèles de dynamique des systèmes. Ces modèles ont été évalués à partir de cinq critères correspondant aux éléments clés du développement durable : leurs capacités à

fournir des outils interdisciplinaires, à prendre en compte le long-terme, à favoriser la participation, à articuler les dimensions locales et globales, à prendre en compte l'incertitude.

Les trois premiers types de modèles intégrés prenant en compte les relations société-nature – équilibre général, optimisation et macro-économétriques – appartiennent aux sciences économiques (Guerrien, 1999 ; Beaumais, 2002).

Les *modèles d'équilibre général calculable* sont des outils utilisés en économie néoclassique. Ils cherchent à représenter l'économie d'un pays à partir d'un système d'équations. La dynamique des modèles est fonction de la coordination entre offre et demande, des mécanismes du marché mais aussi des politiques publiques. Le paramétrage est lié aux hypothèses micro-économiques et à des égalités comptables qui fondent les bases théoriques des modèles. Les hypothèses micro-économiques sont les suivantes (Guerrien, 1999) : agent représentatif, information plus ou moins parfaite, rationalité plus ou moins limitée, concurrence plus ou moins pure, comportement optimisateur permettant de maximiser son bien-être (utilité). Les hypothèses comptables sont que tous les marchés – travail, argent, biens et services – s'équilibrent grâce à un système de prix qui est le résultat des interactions entre l'offre et la demande. Ces modèles doivent permettre d'évaluer l'impact de mesures environnementales sur le bien-être individuel du consommateur ou le profit du producteur. Pour Boulanger et Bréchet (2005), le principal intérêt de ces modèles est de disposer de fondements théoriques à propos des comportements individuels, même si ces derniers ont été réalisés au prix d'un manque flagrant de réalisme. Ces modèles offrent la possibilité de réaliser des calculs intergénérationnels de bien-être.

Les *modèles macro-économétriques* s'intéressent aux politiques macroéconomiques et en particulier à la macroéconomie financière. Ils permettent là encore de décrire l'économie d'un pays à partir d'un système d'équations mais ils sont aussi utilisés par les organisations internationales pour évaluer l'efficacité des politiques économiques. Les variables clés et les relations entre ces dernières sont paramétrées grâce à l'usage de méthodes économétriques, ce qui leur offre une base empirique. Ils permettent de réaliser des projections à court ou moyen termes. Les bases théoriques des modèles macro-économétriques ne sont pas toujours claires mais ils ont le mérite d'avoir une forte dimension empirique en se fondant sur des données historiques (Beaumais, 2002). Boulanger et Bréchet (2005) affirment que le point fort de ces modèles est d'avoir été intégrés dans les processus décisionnels depuis longtemps et de fournir des informations quantitatives relativement simples à interpréter. Ils sont cependant inadaptés aux questions du long terme et aux enjeux pluri-sectoriels.

Les *modèles d'optimisation* sont construits à partir d'une fonction objectif et d'un certain nombre de contraintes. Ils doivent permettre de réaliser des calculs de minimisation des coûts ou de maximisation des bénéfices (ou de bien-être) à partir d'un certain nombre de choix de substitution. Ces modèles ont pour principal problème d'être fondamentalement normatifs. Leurs capacités descriptives et exploratoires se réduisent à une approche prospective de choix technologiques.

Ces modèles économiques sont ceux qui ont été à l'origine d'une gestion pathologique des ressources naturelles renouvelables en offrant des outils d'aide à la décision fondés sur des informations peu adaptées à la gestion de systèmes complexes (Gunderson et Holling, 2002 ; Berkes et al., 2003). C'est pourquoi l'utilisation de ces modèles a conduit le plus souvent à une baisse générale de la résilience des systèmes société-nature gérés (Carpenter et al., 2002).

Ces modèles économiques sont fondés sur des hypothèses plus ou moins fortes qui conditionnent l'interprétation de leurs résultats. Ainsi, pour les modèles d'équilibre général calculable, l'interprétation est particulièrement délicate car ils reposent sur des hypothèses très fortes concernant les comportements humains – optimisation et rationalité –, le fonctionnement d'une économie – concurrence pure et parfaite – et sa dynamique – l'équilibre. Ils ne prennent pas en compte l'incertitude, la complexité et les rétroactions imprévisibles qui sont des caractéristiques importantes des systèmes société-nature.

Un problème particulier et récurrent que soulèvent tous les modèles économiques, concerne les hypothèses comportementales. En effet, les hypothèses comportementales sur lesquelles reposent les modèles économiques sont celles des économistes néoclassiques. Or, comme nous l'avons souligné dans la section sur les décisions, elles ne sont pas réalistes pour deux raisons : des capacités cognitives surestimées et la non-prise en compte de l'interdépendance des niveaux de décision. Les axiomes comportementaux de la théorie micro-économique néoclassique ont été empiriquement réfutés (Vinokur, 1998) mais ils représentent toujours les principaux fondements de la modélisation économique.

Dans un récent article intitulé « Managing Ecosystem Resources » (Arrow et al., 2000), de nombreux économistes font un petit bilan des modèles économiques qui pourraient permettre de faciliter cette gestion des systèmes complexes. Leur conclusion est qu'il est impossible d'avoir aujourd'hui des modèles prédictifs, et a fortiori des modèles d'optimisation, opérationnels pour la gestion des services écosystémiques. En fait, il ne faut pas chercher à prévoir mais plutôt à découvrir des futurs possibles en partant de l'histoire des systèmes

d'interactions. Cela est possible si l'on respecte une méthode de gestion adaptative qui consiste à construire petit à petit des modèles exploratoires. Selon ces mêmes auteurs, la dynamique des écosystèmes est idiosyncrasique et c'est pourquoi la modélisation la plus adaptée est celle qui se positionne à une échelle locale et non pas globale. Ils soulignent qu'il serait cependant contre-productif de vouloir mettre en place des modèles généralisables à partir de données contextuelles. L'objectif des modèles est plutôt de permettre des comparaisons inter-temporelles concernant un contexte spécifique⁹⁴.

La modélisation concernant les interactions entre les dynamiques économiques et les dynamiques écologiques doit en particulier pouvoir prendre en compte de nouvelles informations si elle veut pouvoir modéliser les comportements humains de manière plus précise et notamment (Janssen, 2005) :

- En s'intéressant aux interdépendances des niveaux de décision des agents modélisés.
- En limitant le recours à des agents trop représentatifs et en respectant une certaine hétérogénéité des capacités, des préférences et des stratégies.
- En adoptant des procédures de révision des préférences fondées sur les dissonances cognitives auxquelles font face les agents, de manière à pouvoir prendre en compte le caractère évolutif des comportements.
- En intégrant ces processus d'apprentissage à partir d'hypothèses connexionnistes et non pas computationnistes.
- En tenant plus compte de la question de l'incertitude et des dynamiques complexes propres à tout système.

Les trois autres catégories de modèles évoquées par la revue de Boulanger et Bréchet (2005) – bayésiens, systémiques et multi-agents – sont utilisés dans plusieurs champs disciplinaires et dans les projets transdisciplinaires de manière générale.

Les *réseaux bayésiens* sont des modèles probabilistes permettant de réaliser des évaluations de risques et de relier entre eux des paramètres appartenant à différentes disciplines. La

⁹⁴ La cadre de référence du MEA que nous avons retenu jusqu'ici, privilégie cette approche systémique, en bottom-up, fondée sur des simulations pour la mise en place de processus de co-gestion adaptative. Ainsi, selon le MEA (2005, p.166) "active adaptive management can be a particularly valuable tool for reducing uncertainty about ecosystem management decisions. The term "active" adaptive management is used here to emphasize the key characteristic of the original concept (which is frequently and inappropriately used to mean "learning by doing") : the design of management programs to test hypotheses about how components of an ecosystem function and interact and to thereby reduce uncertainty about the system more rapidly than would otherwise occur. Under an adaptive management approach, for example, a fisheries manager might intentionally set harvest levels either lower or higher than the "best estimate" in order to gain information more rapidly about the shape of the yield curve for the fishery. Given the high levels of uncertainty surrounding coupled socio-ecological systems, the use of active adaptive management is often warranted."

formalisation graphique du réseau bayésien offre une base à partir de laquelle il est possible d'analyser les interactions entre les différentes échelles mais aussi à partir de laquelle les représentants des différentes disciplines peuvent facilement communiquer. Les principaux problèmes des réseaux bayésiens sont la non-prise en compte des rétroactions – qui sont des propriétés importantes des systèmes complexes – et la dimension simplement implicite de la question du temps. La question de l'incertitude est par ailleurs limitée à une question probabiliste.

Les *modèles de dynamique des systèmes* offrent pour leur part une approche très intégrative. En effet, ils permettent d'utiliser des concepts – structures, interactions, etc. – communs à différentes disciplines et d'intégrer toutes les informations qui peuvent se traduire par des stocks et des flux. Ils sont toujours fondés sur des matrices d'équivalence entre modes de consommation et de production d'une part, utilisations d'énergie et de ressources naturelles renouvelables de l'autre. Les modèles World 2 et World 3 appartiennent à cette classe de modèles systémiques tout comme l'indicateur d'empreinte écologique. C'est le type de modèles le plus utilisé pour intégrer les questions écologiques et économiques. Pour les économistes, ces modèles offrent l'opportunité de mesurer le contenu énergétique des biens et services produits. Ils sont souvent appelés modèles input-output ou modèles éco-énergétiques (Beaumais, 2002). Ils sont construits à partir de matrices industrielles qui relient entre eux les facteurs de production et les quantités totales produites, secteur par secteur. Les fondements théoriques de ces modèles sont ceux de la bio-économie de Georgescu-Roegen. Il n'y a pas de système de prix dans ces modèles mais ils permettent de traiter la question du long terme. La principale faiblesse de ces modèles est d'avoir un degré d'agrégation élevé qui n'offre pas la possibilité de s'intéresser de manière fine aux relations entre les éléments du système. Ils ne permettent pas non plus de tenir compte de l'incertitude du fait de la rigidité des relations entre les variables et du nombre élevé de paramètres ou de coefficients à tester pour une analyse de sensibilité. Pour cette catégorie de modèles, « les enjeux de la modélisation ne tiennent pas au degré de désagrégation qu'il est possible de pratiquer, ou à la sophistication des comportements que les modélisateurs spécifient. Ils portent sur l'éclairage nécessaire des prévisions, projections, scénarii, etc. en regard des fondements théoriques et des hypothèses qui les sous-tendent » (Beaumais, 2002, p.26).

Pour Boulanger et Bréchet (2005), ce sont les *modèles multi-agents* ou *systèmes multi-agents* (SMA) qui apparaissent les mieux adaptés pour fournir des modèles de gestion liés à la question du développement durable. Cette position est liée à plusieurs propriétés : l'origine

bottom-up des dynamiques, le respect de leur non-linéarité et la prise en compte des interactions entre des agents hétérogènes et leur environnement. Or, les agents sociaux ne peuvent effectivement être envisagés que comme des agents hétérogènes et autonomes qui co-évoluent en entretenant des interactions entre eux et avec un environnement complexe et adaptatif. A ce titre, les hypothèses sous-jacentes aux modèles multi-agents sont beaucoup plus adaptées pour construire des représentations simplifiées des interactions société-nature que les modèles d'optimisation ou d'équilibre général calculable, tout en conservant la dimension très intégrée de l'approche systémique. La composante spatiale de la plupart des modèles SMA leur offre par ailleurs une dimension à la fois « écosystème » et « territoriale » concrète. Pour les auteurs, le principal handicap des modèles multi-agents tient à leur origine récente qui explique que certaines étapes de la modélisation comme le calibrage et la validation des modèles sont encore imparfaites.

Boulangier et Bréchet proposent un tableau récapitulatif fondé sur un système d'indices calculés à partir de l'adéquation des différents modèles passés en revue avec les critères du développement durable, mais aussi de leurs avantages comparatifs les uns vis-à-vis des autres (tableau 13).

Tableau 13 : Une analyse comparative des classes de modèles en tant qu'outils d'aide à la décision pour un développement durable.

Critères Modèles	Potentiel interdisci plinaire	Articulation court terme/ Long terme	Prise en compte de l'incertitude	Articulation local/global	Participation	Totaux
Multi-agents	0,29	0,27	0,30	0,34	0,40	1,6
Dynamique des systèmes	0,29	0,29	0,08	0,11	0,20	0,97
Réseaux bayésiens	0,17	0,07	0,39	0,17	0,13	0,93
Modèles d'équilibre général	0,10	0,21	0,08	0,11	0,08	0,58
Modèles macro- économétriques	0,10	0,10	0,10	0,09	0,10	0,49
Modèles d'optimisation	0,05	0,07	0,06	0,17	0,08	0,43

Source : Boulangier P-M. et Bréchet T. (2005, p.343)

c- Les SMA comme outils de co-gestion adaptative

Les SMA représentent une nouvelle génération de modèles systémiques s'intéressant à la question de la complexité. Leur utilisation dans le domaine de la gestion des ressources naturelles renouvelables date d'une dizaine d'années (Bousquet, 1994 ; Bousquet et al., 2002). Les SMA permettent de construire un écosystème et un système social virtuels composés d'agents (humains ou non) qui interagissent entre eux et avec leur environnement⁹⁵. Il est ensuite possible d'utiliser ces modèles pour simuler des scénarii concernant l'évolution de paramètres socio-économiques ou écologiques et d'explorer ainsi les réponses qu'offre le système à ces scénarii.

Un des intérêts spécifiques des SMA est qu'ils permettent de modéliser des comportements individuels à partir d'hypothèses relativement réalistes. Ceci est un élément essentiel car c'est la modélisation de la diversité des comportements humains, fondée sur le respect de la diversité des critères de décision, qui peut permettre une meilleure compréhension des changements que connaît aujourd'hui la biosphère (Westley et al., 2002).

La modélisation micro telle qu'elle est pratiquée par la plupart des économistes est fondée sur l'idée que la dynamique d'un système peut être décrite à partir de l'analyse du comportement d'un agent représentatif. L'approche macro ne s'intéresse quant à elle qu'aux dynamiques systémiques qui s'imposent aux dynamiques micro – absence de comportements adaptatifs.

Ceci pose un problème de fond car le principal problème pour la mise en place de politiques de développement durable est qu'il existe de nombreuses interactions entre les dimensions micro et macro des phénomènes.

La force des SMA est qu'ils sont construits à partir d'une approche constructiviste. L'approche constructiviste, dans le domaine de la modélisation, se traduit par le fait que les dynamiques macro sont le résultat d'interactions entre des dynamiques micro. Dans cette situation, la construction d'un modèle nécessite de s'intéresser aux agents qui composent le système, puis aux interactions qu'ils entretiennent pour enfin identifier les structures. Décrire un système social revient alors à raconter l'histoire de chaque agent – individuel ou collectif.

⁹⁵ "ABM of ecological economics systems can be defined as systems that are populated with heterogeneous population of agents, who determine their interactions with other agents and with their environment, on the basis of internalised social norms and mental models, internal behavioural rules and cognitive abilities, formal and informal institutional rules that affect how agents interact, individual and social learning, etc." (Janssen, 2005, p.1).

Ces histoires permettent de comprendre petit à petit les liens qui unissent les agents entre eux mais aussi ceux qui existent avec leur environnement.

Les SMA permettent ainsi d'articuler, étape par étape, des échelles symboliques – représentations et comportements individuels dans un contexte précis – des échelles spatiales – dynamiques locales liées aux interactions sociales qui influent sur le système dans son ensemble – et des échelles de temps – évolution séquentielle des comportements qui conduit à des changements de court, moyen et long termes.

Les modèles multi-agents ont deux caractéristiques techniques qui les rendent particulièrement adaptés au traitement des questions d'interactions entre les dynamiques de la biodiversité et celles des activités humaines (Janssen, 2005) :

- Les *automates cellulaires* qui permettent de construire des modèles de dynamique des systèmes. Ils sont composés d'un ensemble de cellules interconnectées. C'est pourquoi l'élément de base de l'automate cellulaire est la cellule. Celle-ci est caractérisée par un état. Cet état évolue en fonction de règles comportementales nommées « règles de transition ». Ces règles peuvent être d'origine endogène ou exogène. Endogène lorsque par exemple la cellule vieillit à chaque pas-de-temps, exogène lorsque par exemple la cellule prend feu par un effet de proximité avec une autre cellule ou lorsque la présence d'un agent sur la cellule conduit à un vieillissement plus rapide de celle-ci. La cellule peut avoir un, deux ou une multitude d'états. Les automates cellulaires permettent ainsi de comprendre des dynamiques spatiales de systèmes complexes. C'est pourquoi ils offrent l'opportunité de créer des systèmes d'information géographique dynamiques et de mieux comprendre les dynamiques spatiales complexes.

- Les *agents* qui sont des entités autonomes définies par des attributs (objectifs et capacités) et par des méthodes (actions). Ces agents ont des attributs et des méthodes hétérogènes qui permettent de modéliser des comportements correspondant à ceux de certaines communautés de pratique, selon la question que le modèle doit aider à traiter. Les agents ont la capacité de percevoir leur environnement – des cellules –, de se le représenter – de tirer du sens de cette perception –, de se déplacer dans cet environnement, d'agir sur lui – en jouant sur les processus de transition des cellules –, d'apprendre à partir des changements perçus dans leur environnement, d'interagir avec d'autres agents – par la communication ou leurs actions.

Les agents sont réactifs et ont donc des comportements adaptatifs qui co-évoluent avec l'environnement. L'« environnement » correspond à l'automate cellulaire. Concernant les interactions sociales, un agent peut faire des choix qui vont avoir un impact sur les objectifs,

les capacités et/ou les décisions d'autres agents – s'ils utilisent une ressource commune par exemple.

L'originalité des SMA n'est pas que les agents réagissent aux évolutions de leur environnement mais le fait que ces réactions sont conditionnées par des objectifs et des contraintes hétérogènes. Cette hétérogénéité s'exprime dans la réalité par des préférences, des capacités physiques, des connaissances et des droits différenciés, qui sont modélisés à partir des attributs de l'agent. De la même manière, il est possible de prendre en compte l'hétérogénéité des comportements au sein d'une population animale.

Les incertitudes sont intégrées à deux niveaux :

- Au niveau des agents modélisés car ces derniers prennent leurs décisions à partir d'une quantité limitée d'informations (relative notamment à leurs capacités de perception).
- Au niveau du système car le modèle n'a pas pour objectif de chercher des situations optimales mais d'explorer des futurs possibles à partir d'un nombre limité d'hypothèses concernant les agents, l'environnement et les interactions, que celles-ci soient réalistes – accroissement des tendances observées – ou non – qu'est-ce qu'il se passerait si...

Les SMA permettent d'analyser plusieurs types de questions. Cependant, la plus importante est de mieux comprendre comment les interactions entre des phénomènes micro conduisent à l'émergence de dynamiques macro qui rétro-agissent ensuite sur le micro (Janssen, 2005). Ils doivent en particulier offrir la possibilité de s'intéresser précisément aux paramètres qui influent sur la résilience des systèmes d'interactions société-nature et de faire ressortir les mécanismes à partir desquels se conjuguent les effondrements écologiques, sociaux et économiques.

De manière plus précise, les SMA peuvent être utiles pour traiter différentes questions dans le domaine de la gestion des interactions entre les activités humaines et les dynamiques de la biodiversité (Janssen, 2005 ; MEA, 2005) :

- En simulant les réponses possibles de la biodiversité aux activités humaines et en évaluant l'évolution des services écosystémiques. Par exemple : comment le prélèvement d'une espèce clé de voûte peut avoir un impact sur les interactions communautaires et dans un second temps sur les services écosystémiques ?

- En soulignant les problèmes de coordination lorsque des agents partagent une ressource commune. Ces travaux concernent les moyens que les agents utilisent pour s'organiser collectivement à propos de l'usage de ressources communes – processus de négociation, rapport de pouvoir, émergence d'accords... Par exemple : quels sont, parmi les trente-trois facteurs d'une bonne gouvernance des ressources en propriété commune (Agrawal, 2001), les facteurs les plus importants ?
- En abordant les questions liées aux processus de diffusion des innovations institutionnelles, techniques ou organisationnelles telles que des nouvelles technologies agricoles ou des normes environnementales. Par exemple : quel est, entre les rapports de pouvoir et le critère d'efficacité, le facteur qui explique le mieux la diffusion des innovations techniques liées à l'agro-foresterie ?
- En décrivant les processus d'apprentissage et de construction de représentations à propos de la biodiversité. Par exemple : quels sont les paramètres qui permettent le mieux de faire émerger des dissonances cognitives chez les agents lorsqu'ils ont des usages de la biodiversité et comment révisent-ils leurs préférences ?
- En modélisant les changements d'usage de l'espace et des sols, et l'impact de ces changements, l'outil peut devenir très utile pour simuler des politiques alternatives d'aménagement du territoire. Par exemple : comment les changements d'usage jouent-ils sur la structure du paysage et quelles sont les conséquences de ces changements sur la biodiversité ?
- En détaillant les processus de négociation à propos de la biodiversité. Par exemple : comment les conflits éclatent-ils et comment les processus de négociation se structurent-ils pour les réguler ?

Les SMA peuvent être envisagés de différentes manières en ce qui concerne le développement d'indicateurs d'interactions :

- Des indicateurs de suivi permettent tout d'abord de suivre l'évolution du système modélisé grâce à l'usage de « sondes » qui renseignent sur l'évolution d'un certain nombre de paramètres clés de l'écosystème – richesse spécifique, abondance, complexité des réseaux trophiques – ou du système social – revenus, inégalités, activités...
- Les SMA offrent ensuite un outil d'implémentation d'indicateurs de décision hétérogènes. En effet, les attributs qui sont utilisés par les agents pour faire des choix

sont des indicateurs dont il est possible de mesurer l'effet sur les prises de décision, et sur lesquels il est possible d'imaginer des évolutions possibles.

- Les SMA représentent ensuite un outil d'identification des indicateurs structurels du système analysé grâce au recours à de nombreuses simulations et à des tests statistiques concernant les paramètres qui structurent le plus les dynamiques du système d'interactions société-nature.
- Les SMA peuvent aussi être considérés comme des indicateurs en tant que tels car ils offrent un outil de synthétisation de l'information et des interfaces qui font sens auprès des usagers potentiels.

Mais l'avantage décisif d'un SMA est qu'il offre un outil de coordination très flexible qui permet d'articuler le micro avec le macro, le court terme avec le long terme, le gène avec l'écosystème, le système de valeur de l'agriculteur avec celui du naturaliste. C'est pourquoi il représente un objet frontière permettant de faire interagir différentes communautés de pratique à propos d'une question commune (Arias et Fischer, 2000). Cela fait des SMA des outils de négociation et d'accompagnement des processus de décision à propos des interactions entre les dynamiques sociales et écologiques (Bousquet et al., 2002 ; Barreteau et al., 2003). Les SMA, en tant qu'objet frontière, servent ainsi à argumenter et à justifier des points de vue, à objectiver le discours, à le rendre plus neutre (Batifoulier et Thévenon, 2001).

Les SMA peuvent fournir des objets frontières pour deux raisons principales, directement liées à la question des échelles spatiales et temporelles.

La première est que les SMA permettent d'explorer les futurs possibles avec une grande souplesse. En effet, ces modèles offrent l'opportunité de réaliser des simulations à partir de scénarii, ce qui facilite l'articulation entre les décisions de court terme et les dynamiques de long terme. Cela permet donc de projeter les décideurs et d'anticiper des évolutions possibles. L'intérêt de ces simulations est de montrer aux différentes parties prenantes les résultats des politiques qu'elles souhaiteraient voir mises en place ou qu'elles envisagent de mettre en place dans un contexte qui correspond à leur système société-nature. Les simulations créent de l'intérêt et de la curiosité chez le spectateur puisqu'il peut voir ce qui risque de se passer dans le futur. Ceci l'intéressera d'autant plus que le modèle permet de simuler un scénario auquel il tient particulièrement. En effet, il imagine le résultat possible de telle ou telle innovation, mais lui montrer le résultat « en direct » créera un fort intérêt et pourra peut-être donner des résultats surprenants. Dans ce cas, une discussion pourra être lancée qui aboutira à

un processus itératif de discussions-simulations. Ces changements d'échelle temporelle sont donc une forte source de surprise et d'apprentissage pour les communautés de pratique. Un élément supplémentaire qui permettra de mobiliser fortement l'intérêt est d'utiliser une interface spatiale dont la structure évolue au fil de la simulation. En effet, la plupart des perceptions renvoie à des représentations spatialisées. Ainsi, les changements de dynamiques sont observés dans un contexte familier pour les communautés de pratique et permet de mobiliser rapidement leurs représentations.

Ces simulations sont aussi l'occasion d'introduire des espaces d'incertitude dans le modèle en adoptant un ensemble de scénarii très différents tels que le « pire scénario » et le « meilleur scénario » en ce qui concerne une situation donnée. Cette approche est celle utilisée dans le cas des modèles sur le réchauffement climatique. Ils offrent une étendue de futurs possibles qui vont du plus optimiste au plus pessimiste. Aux communautés de pratique ensuite de retenir celui qu'elles considèrent comme le plus réaliste, tout en sachant qu'il en existe d'autres.

Différentes communautés de pratique sont représentées dans le modèle tout en étant utilisatrices du modèle. Elles peuvent donc jouer avec le modèle en cherchant à voir quels seraient les impacts de tel ou tel changement de pratique. Elles peuvent aussi vérifier que les hypothèses retenues pour représenter leurs pratiques sont bien en accord avec la réalité. Si ce n'est pas le cas, il est possible de faire évoluer le modèle de manière à ce qu'il respecte mieux cette contrainte de réalisme.

La deuxième raison pour laquelle les SMA peuvent offrir un objet frontière efficace est qu'ils peuvent apparaître sous une forme très agrégée ou au contraire très désagrégée, ce qui permet d'articuler les dimensions universelles et contextuelles propres à tout indicateur. Alors que la plupart des modèles sont spatialement et socialement agrégés, les SMA permettent quant à eux de présenter le modèle sous un grand nombre de points de vue spatiaux et sociaux. A titre d'exemple, un gestionnaire de parc va s'intéresser aux dynamiques écologiques qui touchent l'ensemble de l'écosystème, un agriculteur aux dynamiques qui touchent les rendements de sa parcelle agricole et un scientifique à des paramètres souvent très précis concernant des questions de recherche spécifiques. Or, la flexibilité des modèles SMA permet de représenter ces différents éléments à partir de différentes interfaces. C'est pourquoi les communautés de pratique peuvent voir ce qui est important pour elles mais aussi, dans un second temps, ce qui est important pour les autres communautés de pratique en observant les évolutions à partir d'un autre « point de vue ». Cela offre l'opportunité de mieux comprendre les objectifs et les contraintes des communautés « voisines ». Par ailleurs, l'interface pourra être adaptée au

public visé – une carte très parlante pour les acteurs locaux ou des courbes et des ratios très fins pour les scientifiques – de manière à ce que le modèle envoie des signaux qui soient adaptés aux modèles cognitifs des différentes parties prenantes. Ces changements d'échelles spatiales et/ou symboliques peuvent être là encore une source de surprises qui seront à l'origine de processus d'apprentissage pour les communautés de pratique.

Ces éléments expliquent pourquoi les SMA permettent de partager très rapidement des représentations alternatives d'un problème collectif et offrent ainsi un langage commun à propos de celui-ci. Par ailleurs, le travail interactif qu'implique la modélisation des SMA est à l'origine de processus d'apprentissage pour le modélisateur et pour les communautés de pratique intégrées dans le modèle.

Quelques limites dans l'usage des SMA doivent cependant être soulignées.

Un des problèmes des SMA est que, s'ils sont plus flexibles et plus puissants que la plupart des outils de modélisation des interactions société-nature, ils sont aussi plus difficiles à utiliser comme outils de preuve. Ils perdent en précision ce qu'ils gagnent en intégration.

Ils sont ensuite très gourmands en données et en informations très précises. En effet, la modélisation à l'échelle d'un écosystème nécessite d'avoir une bonne connaissance des comportements des acteurs le composant et des dynamiques écologiques en jeu. Ceci implique des données longitudinales sur les dynamiques en question. Or, ces informations sont souvent inexistantes ou très imparfaites.

Il existe par ailleurs le risque récurrent de vouloir représenter trop fidèlement la complexité des interactions société-nature et de produire ainsi ce que l'on appelle communément une « usine à gaz ». Dans ce cas, on se retrouve face à un modèle très puissant mais qui est relativement inefficace à envoyer des signaux clairs pour les utilisateurs de ces modèles.

Il existe un autre risque : utiliser les SMA comme des SIG dynamiques ou comme des modèles de dynamique des systèmes. L'intérêt des SMA est en effet de dépasser ces approches qui restent fondamentalement mécanistes.

Un dernier problème est que la validation des modèles est souvent délicate et liée à un faisceau de preuves (Pavé, 2005) qui renvoie autant au « bon sens » qu'au test statistique ou au calibrage fondé sur l'histoire du système représenté. Dans les faits, les modèles sont souvent validés à partir d'un calibrage ex-ante et ex-post, mais aussi à partir de processus de réfutation itératifs permettant de les faire évoluer au fur et à mesure que de nouvelles connaissances sont acquises (Etienne et collectif ComMod, 2005). Les connaissances sur les questions complexes concernant les interactions société-nature resteront forcément

incomplètes et c'est pourquoi l'objectif n'est pas de produire un modèle vrai mais un modèle qui soit le moins faux possible et qui *parle* aux acteurs du système.

Cela explique pourquoi la qualité des modèles SMA dépend largement de la qualité des processus de construction qui ont présidé à leur élaboration. Cette qualité peut s'évaluer à l'aune des règles constitutives et régulatrices utilisées pour organiser la construction. C'est en partant de ce constat que la méthode de modélisation d'accompagnement a émergé (Bousquet et al., 2002 ; Etienne et collectif ComMod, 2005).

d- La modélisation d'accompagnement et son évaluation

Parmi les approches de co-construction d'outils de médiation et d'objets frontières, on trouve la *modélisation d'accompagnement* développée par une équipe de chercheurs français travaillant sur la gestion des ressources renouvelables communes (Etienne et collectif ComMod, 2005).

La modélisation d'accompagnement s'articule autour de deux enjeux : la production de connaissances sur les systèmes complexes société-nature et l'« amélioration de la qualité des processus de décision collective » (Etienne et collectif ComMod, 2005, p.165). Elle est fondée sur « une doctrine réfutable⁹⁶ sous la forme d'une charte, pouvant être soumise à évaluation⁹⁷ » (Etienne et collectif ComMod, 2005, p.165).

La modélisation d'accompagnement s'inscrit dans le champ de la recherche-action. Elle adopte une démarche interdisciplinaire et souhaite prendre en compte la diversité des perceptions des acteurs concernés par la gestion de ressources communes. En effet, dans une situation d'incertitude radicale, elle prend un positionnement constructiviste en considérant que tous les points de vue sur une situation doivent être traités avec la même légitimité. La modélisation d'accompagnement repose sur les principes de la démocratie technique (Callon, Lascoumes, Barthe, 2001).

Concrètement, elle est fondée sur un processus itératif de modélisation et d'expérimentation sur le terrain. La première source de réfutation est en effet le terrain qui permet un processus

⁹⁶ « La réfutation est le seul moyen rigoureux de la liberté intellectuelle d'une recherche, particulièrement dans le contexte ambigu de la recherche-action ».

⁹⁷ La charte ComMod a vocation à évoluer au cours du temps. Une première version 1.0 a été finalisée le 25 février 2003. La version suivante 1.1 a été produite le 5 avril 2004. Enfin, la version 2.0 a été présentée dans un article récent de la revue *Natures, Sciences, Sociétés* (Etienne et collectif ComMod, 2005). Cette charte est aussi téléchargeable sur le site : <http://cormas.cirad.fr/fr/reseaux/ComMod/charte.htm>

de révision par étapes des modèles co-construits. Il en résulte une « famille de modèles » (Etienne et collectif ComMod, 2005) permettant de retracer l'histoire des interactions qui ont eu lieu entre les processus de modélisation et de réfutation via le terrain.

La modélisation « classique » cherche à construire un modèle stabilisé qui sera un outil de preuve générique. Dans la modélisation d'accompagnement, le modèle co-évolue en même temps que les connaissances et les négociations sur les conventions d'équivalence car on se trouve dans un champ de recherche qui est de nature complexe et qui admet de nombreux espaces d'incertitude (Pavé, 2005). Le modèle est donc par définition instable et jamais validé de manière définitive. La co-construction se conjugue avec la co-évolution des modèles cognitifs des participants et avec celle du monde commun que représente le modèle formalisé collectivement. Cela nécessite de n'avoir aucune hypothèse implicite à propos de l'expérimentation et de développer des procédures adaptées à cette approche itérative. Les hypothèses émergent ainsi au fil de la co-construction et de la confrontation avec la réalité.

Dans ce processus, les experts sont avant tout au service des communautés de pratique pour la production de connaissances « utiles » permettant : une amélioration des connaissances des acteurs locaux, une assistance à la concertation entre acteurs, une aide à la négociation. L'objectif est de créer une modification : des perceptions des acteurs locaux, de la manière dont ces derniers interagissent entre eux, de leurs actions. C'est pourquoi la modélisation d'accompagnement peut aider à créer du capital social, à réduire les coûts de transaction, à désenclaver les savoirs tacites et à faire émerger des communautés d'intérêt autour de problèmes communs tels que celui de la conservation de la biodiversité.

Un véritable processus de co-construction doit être fondé sur une hypothèse importante : la symétrie d'ignorance entre les participants (Arias et Fischer, 2000). C'est cette hypothèse de symétrie d'ignorance qui permet de donner toute sa légitimité au partage des savoirs et à l'intégration des profanes. Même les arguments qui peuvent ainsi apparaître comme irrationnels doivent être pris en compte. En effet, c'est la diversité des points de vue qui est la principale source d'enrichissement des outils co-construits. Il faut donc considérer ces débats non pas sous l'angle d'une perte de temps mais d'une opportunité pour la mise en place d'outils d'évaluation et de coordination.

Les outils privilégiés par la modélisation d'accompagnement sont ceux qui vont permettre de construire des informations qui font sens sur le terrain et qui sont suffisamment flexibles pour pouvoir s'adapter à une grande diversité de communautés de pratique. Il s'agira en particulier des SIG, des SMA ou des Jeux de Rôle.

Les processus de modélisation d'accompagnement se fixent pour but de faire émerger des spirales d'apprentissage à propos de la gestion de la biodiversité (Chevassus-au-Louis, 2002). En effet, « face à un processus [de décision] évolutif, itératif et continu, il s'agit de proposer un accompagnement évolutif, itératif et continu » (Etienne et collectif ComMod, 2005). L'hypothèse est celle que nous avons défendue plus haut : un processus de décision collectif concernant des questions controversées nécessite en premier lieu une prise en compte de l'incertitude et une convergence des représentations sur l'objet de la décision. C'est ce que propose de faire la modélisation d'accompagnement qui en appelle à « un renouvellement de la méthode scientifique pour passer de l'expérience dans le sens expérimental de "faire une expérience" à l'expérience dans le sens d'un apprentissage, d'"acquérir une expérience"⁹⁸ » (Hervé, 2005, p.176).

Un problème qui se pose cependant à propos de la modélisation d'accompagnement concerne l'évaluation des résultats qu'elle permet d'obtenir. Les tenants de la modélisation d'accompagnement annoncent en effet que cette dernière doit permettre de faire évoluer les perceptions des acteurs locaux, les façons dont ils interagissent et les actions qu'ils entreprennent (Etienne et collectif ComMod, 2005). Mais quels sont les moyens de vérifier l'efficacité de la modélisation d'accompagnement ?

Comme l'énonce Dominique Hervé (2005), il est possible de vérifier que la modélisation d'accompagnement modifie les perceptions des acteurs grâce à des « entretiens d'opinion » ex-ante et ex-post, mais il est beaucoup plus délicat d'évaluer l'évolution de la coopération entre les acteurs ou des actions qu'ils entreprennent.

Il est pourtant possible de répondre à cette objection qu'il n'est pas pertinent d'envisager ces éléments de manière séparée, comme nous l'avons expliqué dans la section sur les processus d'apprentissage. Tout d'abord parce que les actions sont le résultat de perceptions. L'homme interagit avec son environnement naturel et social à partir de ses modèles cognitifs et les décisions qu'il prend ont pour objectif la recherche d'une adéquation entre ses représentations et ses actions. Ensuite car les relations sociales sont liées à la manière dont les acteurs se perçoivent les uns les autres. Une meilleure connaissance des perceptions et des actions de l'« autre » contribue à réorganiser ses propres perceptions et facilite le dialogue entre les différentes parties. Enfin parce que les processus d'apprentissage et de décision sont avant

⁹⁸ Laloë F., communication personnelle.

tout des processus collectifs. Ce sont en effet les dissonances cognitives qui auront émergées au fil des interactions avec les scientifiques, le modèle et les autres acteurs participant à la construction du modèle, qui vont finalement permettre de modifier les perceptions, les actions et la qualité des interactions sociales.

C'est pourquoi, s'il est illusoire de vouloir évaluer la qualité des interactions sociales dont les dynamiques sont liées à des systèmes sociaux et symboliques complexes, il est en revanche possible de considérer que l'évaluation de l'opinion des participants est un bon indicateur de l'évolution des perceptions, des actions et des interactions sociales.

Un autre point important est de ne pas inféoder le modèle aux représentations des acteurs et vice-versa. Il est important de soumettre le modèle à la critique de terrain mais il est encore plus important d'en maintenir son intégrité scientifique, même si certaines parties prenantes ne veulent pas admettre certaines dynamiques. Il ne s'agit pas de construire un modèle à partir de la dictature des opinions et de tomber dans un relativisme stérile mais que les connaissances scientifiques et profanes se nourrissent mutuellement pour produire des connaissances partagées. Il est par ailleurs nécessaire de ne pas chercher à représenter la complexité des significations idiosyncrasiques de manière trop réaliste dans le modèle, sans quoi il existera un risque de manipulation très important de ces représentations. Là encore, c'est le doute, la réfutation et la mise en place d'outils d'évaluation du processus qui sont les meilleures armes contre les risques de « démagogie technique » d'une part et de « manipulation cognitive » de l'autre. A ce titre, la charte ComMod offre les règles constitutives de base à partir desquelles la construction et l'usage de modèles exploratoires de systèmes complexes peuvent être réalisés.

Au-delà de ces règles, il est nécessaire de pouvoir évaluer les processus de modélisation d'accompagnement à partir d'un cahier des charges précis. Les critères d'évaluation de la co-construction sont liés aux éléments d'évaluation de tout système démocratique : Comment est organisée la séparation des pouvoirs ? Les choix se font-ils à la majorité ou à l'unanimité ? La démocratie est-elle réellement représentative ? Callon, Lascoumes et Barthe (2001) proposent deux grilles d'évaluation pour qualifier le degré de démocratie technique d'une procédure de co-construction.

La première est de nature organisationnelle. Elle est fondée sur trois critères et six sous-critères (tableau 14). Le premier critère cherche à évaluer jusqu'à quel niveau la procédure retenue se démarque des approches traditionnelles de double délégation. Il s'agit d'un critère

d'intensité. Le deuxième cherche à évaluer le degré d'ouverture de la procédure et le troisième à évaluer la qualité de la procédure.

Tableau 14 : Le degré de dialogisme de l'organisation des processus de démocratie technique.

Critères	Sous-critères	Valeurs	
Intensité	<ul style="list-style-type: none"> - Degré de précocité de l'engagement des profanes dans l'exploration des mondes possibles - Degré d'intensité du souci de composition du collectif 	Forte	Faible
Ouverture	<ul style="list-style-type: none"> - Degré de diversité des groupes consultés et degré de leur indépendance vis-à-vis des groupes d'action constitués - Degré de contrôle de la représentativité des porte-parole des groupes impliqués dans le débat 	Forte	Faible
Qualité	<ul style="list-style-type: none"> - Degré de sérieux des prises de parole - Degré de continuité des prises de paroles 	Forte	Faible

Source : Callon, Lascoumes et Barthes, 2001, p.219

Un certain nombre de sous-critères doivent être explicités. Le souci de composition du collectif correspond à son origine. Est-ce que ce dernier a été institué par un acteur exogène ou est-ce qu'il correspond à un processus endogène qui apparaîtra dès lors comme plus légitime ? La diversité des groupes consultés est importante pour des questions de légitimité mais aussi d'efficacité car cela rend le débat plus riche et les occasions de réfutation plus nombreuses. La question de l'indépendance vis-à-vis des groupes d'action constitués revient à évaluer si des identités peuvent émerger, des groupes se constituer et se transformer au fil des débats. En bref, si les participants ne sont pas prisonniers d'un système de représentativité institutionnel. Le sérieux de la prise de parole s'intéresse aux moyens dont disposent les différentes parties pour pouvoir exprimer leurs arguments et contre-arguments. Cela pose notamment la question de l'égalité d'accès à l'information pour les différentes parties.

La seconde catégorie de critères concerne la procédure à proprement parler (tableau 15). Ils sont relatifs à l'égalité, la transparence et la clarté des règles de la procédure.

Tableau 15 : La mise en œuvre des procédures.

Critères	Valeurs	
Egalité des conditions d'accès aux débats	Forte	Faible
Transparence et traçabilité des débats	Forte	Faible
Clarté des règles organisant les débats	Forte	Faible

Source : Callon, Lascoumes et Barthes, 2001, p.223

Mettre en place des processus de co-construction qui permettent de faire émerger une véritable démocratie technique est délicat. Cela revient à inventer de nouveaux outils, de nouveaux processus discursifs, de nouveaux métiers. Ainsi, traiter sérieusement la question de la démocratie technique nécessite « d'envisager la constitution de nouveaux rôles professionnels : traducteurs, médiateurs, facilitateurs de débats et de négociations, animateurs politiques dont la mission explicite serait de rendre plus aisée l'entrée dans l'espace public d'acteurs qui en étaient jusque-là exclus. Il est donc nécessaire que soient évalués, ex-ante, les coûts liés à l'égal accès à la procédure et que des ressources soient dégagées pour les couvrir. Si cette condition n'est pas remplie, la meilleure procédure du monde se transforme vite en mascarade... » (Callon, Lascoumes et Barthes, 2001, p.221).

Ces nouveaux acteurs doivent permettre de créer de la confiance et de la légitimité lors des processus de co-construction. Ce sont eux qui doivent animer les différentes étapes de la co-construction de l'outil et offrir la garantie de l'existence d'une extériorité permettant d'assurer une certaine neutralité procédurale. Pour cela, il est nécessaire qu'ils puissent établir et faire respecter des règles du jeu qui apparaissent justes à toutes les parties, c'est-à-dire au minimum de garantir une bonne représentativité des différents points de vue. Ils doivent aussi traduire en langage technique (langage « objet » pour les SMA par exemple) les connaissances spécifiques des participants de manière à pouvoir intégrer ces connaissances dans le modèle développé⁹⁹.

Le médiateur animera par ailleurs le travail de construction de l'objet frontière en veillant :

- A ce qu'il soit articulé autour d'une problématique et non pas d'une thématique pour éviter les tendances encyclopédiques.
- A ce que les différents points de vue d'un problème commun soient correctement représentés.
- A ce que les participants au processus aient le même statut lors du travail de modélisation.

Au-delà de la procédure, un problème qui se pose lorsqu'on s'intéresse aux processus de co-construction d'outils d'aide à la décision, adaptés à une réalité locale, est leur caractère idiosyncrasique.

En effet, ces outils ne permettront pas de faire des comparaisons avec d'autres situations du fait d'un manque de généricité des modèles. C'est ce problème qui pousse de nombreux

⁹⁹ Il est cependant nécessaire que le langage technique soit le plus proche de celui des participants pour que ces derniers puissent comprendre le processus de modélisation.

chercheurs à se méfier de ce type d'approches qui ne permettent pas, selon eux, de construire une connaissance objective des phénomènes.

Il est possible de répondre de plusieurs manières à ce problème. Tout d'abord, le caractère idiosyncrasique des outils co-construits est justement leur force. En effet, c'est le fait que les outils d'aide à la concertation soient adaptés à un contexte spécifique qui les rend « parlants » aux yeux des acteurs. Ensuite, le caractère contextuel des outils co-construits ne veut pas dire qu'il n'est pas possible d'avoir une certaine standardisation à partir de protocoles et d'outils de co-construction communs. Une standardisation des méthodes offre en effet une base commune à partir de laquelle il est possible de comparer les résultats des processus. Il existe ainsi deux manières de standardiser des outils d'information (Desrosières, 2003b). L'approche réaliste considère que la standardisation ne peut avoir lieu qu'à partir d'un cahier des charges sur le produit – l'outil d'information. L'approche constructiviste considère pour sa part que la standardisation doit concerner la méthode de construction – la chaîne de production du produit.

Il est ainsi possible de généraliser les résultats de travaux locaux de co-construction à partir d'une approche généraliste (Geertz, 1983). Cette approche a pour objectif de procéder à des diagnostics en partant d'expériences et de connaissances locales de manière à en tirer des interprétations généralisantes. Pour que cela soit possible, il est nécessaire d'avoir « différentes expériences locales et d'élaborer une "description en profondeur" – terme emprunté au philosophe anglais Gilbert Ryle – c'est-à-dire de décrire les structures significatives à travers lesquelles les personnes étudiées perçoivent, interprètent et agissent sur elles-mêmes ou sur les autres » (Becker, 2002, p.33), mais aussi sur leurs ressources naturelles renouvelables. Cette procédure doit permettre d'envisager un travail sur les interactions société-nature à une échelle locale, sans sacrifier aux besoins d'universalisme.

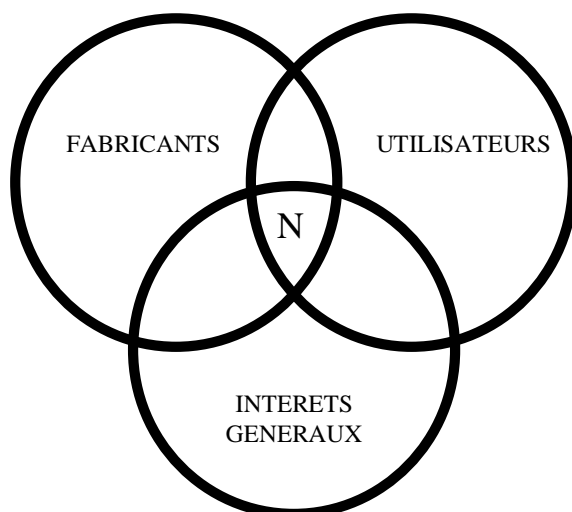
Comme nous l'avons déjà dit plus haut, nous adoptons une perspective constructiviste car nous considérons la question de la perception des phénomènes comme une contrainte élémentaire pour une meilleure coordination autour de problèmes communs tels que la gestion de la biodiversité. C'est pourquoi une standardisation fondée sur un cahier des charges procédural nous semble pertinente.

Ce cahier des charges va être à la base de la standardisation mais aussi de l'extériorité des indicateurs ainsi produits. En effet, c'est la qualité de la procédure de construction qui va offrir un caractère relativement « neutre » et « objectif » aux indicateurs. Ainsi, même s'il est impossible de considérer un indicateur comme neutre – car toujours issu de rapports de pouvoir et de perceptions spécifiques – il est cependant possible de créer les conditions

procédurales pour qu'il apparaisse comme le plus « juste » possible. La charte ComMod représente le premier élément de cette standardisation en fournissant une règle constitutive de base pour pouvoir revendiquer un processus de modélisation d'accompagnement.

Une piste supplémentaire pour mettre en place un cahier des charges sur les processus de co-construction est la référence aux principes internationaux de normalisation¹⁰⁰. Selon ces principes, une nouvelle norme ne peut être apportée que par un comité composé des fabricants de la norme, des utilisateurs de la norme et des intérêts généraux (correspondant à la société civile). Ces trois parties prenantes doivent être représentées de manière équilibrée. Ces comités sont souvent composés de quinze personnes. Le comité ne peut adopter une norme que lorsqu'il existe un consensus¹⁰¹ sur la manière de la caractériser (figure 12).

Figure 12 : L'établissement d'une norme.



Une fois la norme adoptée, elle est soumise à enquête publique pendant soixante jours pendant lesquels tous les commentaires et remarques peuvent être faits. Au terme de cette période, ces derniers doivent être intégrés dans la norme. L'intérêt d'avoir recours aux principes de normalisation est qu'il s'agit de principes internationaux.

En ce qui concerne la co-construction, les fabricants sont les scientifiques et les modélisateurs, les utilisateurs sont les « décideurs » ou les « gestionnaires » qui vont avoir à utiliser les indicateurs, les intérêts généraux représentent la « société civile ».

¹⁰⁰ Cette question a été discutée à l'occasion d'un atelier sur les indicateurs de développement durable organisé par l'IHQEDS, le 1^{er} juin 2006 à l'Université Laval de Québec.

¹⁰¹ Le consensus se traduit par le fait qu'une norme ne peut être adoptée que si personne ne témoigne d'une opposition ferme à l'encontre de celle-ci.

Plusieurs questions se posent cependant. Tout d'abord, comment identifier les représentants de la société civile ? Une suggestion qui avait été faite à ce propos est de partir des 9 « grands groupes » des Nations-Unies (« peuples autochtones », « agriculteurs », « travailleurs et syndicats », « commerce et industrie », « autorités locales », « communauté scientifique et technique », « enfants et jeunes », « femmes », « ONG »). A une échelle locale, ces intérêts généraux pourraient être représentés par les communautés de pratique concernées directement ou indirectement par les indicateurs co-construits. Un second problème est que les utilisateurs et les fabricants – qui sont habitués à travailler ensemble – bénéficient d'un fort pouvoir symbolique vis-à-vis des représentants de la société civile, ce qui leur offre une position dominante dans le comité. C'est pourquoi il faudrait plutôt imaginer une sur-représentation des intérêts généraux. Le comité pourrait ainsi être composé de 4 représentants des fabricants (sociologie, économie, écologie et métrologie), 4 représentants des utilisateurs (ministères, collectivités locales, administration des parcs...) et 9 représentants des intérêts généraux (associations, syndicats, entreprises...).

Section 3 : Quelles données pour nourrir les indicateurs ?

a- Les données et les observatoires pour le développement d'indicateurs de biodiversité : une question de coûts

Comme nous l'avons souligné, le besoin en données longitudinales est très important pour mettre en place des indicateurs d'interactions, que ce soit à l'échelle locale ou nationale.

Malgré la mise en place de structures institutionnelles pour la production et l'échange de données¹⁰², il existe toujours une pénurie d'information en ce qui concerne l'évolution de la biodiversité à large échelle comme nous l'avons expliqué dans le premier chapitre. Cette situation a conduit la plupart des organisations productrices d'indicateurs de biodiversité, telles que l'AEE et l'IFEN, à adopter une approche d'ingénierie statistique. L'ingénierie statistique se traduit de la manière suivante : l'organisme en charge de développer des indicateurs regarde ce qui existe comme données et les intègre au sein de batteries d'indicateurs. L'objectif est donc de prendre en compte toutes les formes de connaissances

¹⁰² Il est possible d'évoquer, pour l'Europe, le Système Européen d'Information sur la Nature (EUNIS) et le Réseau Européen d'Information et d'Observation de l'Environnement (EIONET).

codifiées sur la biodiversité, dispersées dans des rapports, des organisations, des institutions, des mémoires... afin de les centraliser et de les organiser. A la charge des statisticiens de créer de manière ex-post une cohérence entre ces données de façon à ce qu'il existe une certaine homogénéité entre elles.

Le problème est que cette méthode de mise en cohérence ex-post de données hétérogènes, détournées de leur fonction initiale, est source de biais pour la mise en place d'indicateurs. Tout d'abord car elle ne permet pas de garantir la pérennité des indicateurs ainsi produits. En effet, la production n'est pas maîtrisée et il suffit qu'une ONG arrête de produire des données ou qu'elle ne veuille plus les divulguer pour que les indicateurs disparaissent. Ensuite, la question de la fiabilité des données et de la rigueur des protocoles de collecte ne peut être traitée sérieusement. Cela pose donc un problème de confiance dans les indicateurs qui vont être développés à partir de ces informations. Il est par ailleurs difficile de mettre en relation des indicateurs qui évoluent généralement à des pas-de-temps très différents et pour des échelles spatiales hétérogènes. Pour finir, cette approche conduit à ne pas prendre en compte certains phénomènes pour lesquels il n'y a pas de données. La biodiversité s'est ainsi toujours trouvée sous-représentée dans les rapports proposant des indicateurs sur le développement durable ou sur l'environnement du fait d'un manque chronique de données sur cette question (IFEN, 2003 ; Ayong Le Kama et al., 2004).

Une approche en termes d'ingénierie statistique n'apparaît donc pas satisfaisante pour la mise en place d'indicateurs de biodiversité et il semble nécessaire de développer des systèmes de suivi standardisés sur cette question. La standardisation doit être envisagée, dans une perspective constructiviste, à partir de la méthode de production des données. Seuls les observatoires peuvent permettre une standardisation à la base.

Un observatoire est composé d'au moins un observateur et un protocole. C'est cette double composante qui permettra de produire des données standardisées et de fournir des connaissances sur la biodiversité qui pourront s'articuler à différentes échelles, de manière à répondre aux questions scientifiques tout autant que politiques concernant différentes communautés de pratique. Un observatoire se traduit par une succession d'opérations types : collecte-acquisition de données, bancarisation, valorisation et conservation.

Pour traiter cette question des observatoires, nous quittons l'échelle européenne et descendons d'un niveau en nous intéressant aux observatoires nationaux français.

Les observatoires concernant la biodiversité peuvent être séparés en deux catégories : les Observatoires de Recherche en Environnement (ORE) et les Observatoires Opérationnels de l'Environnement (OOE) (Inspection Générale de l'Environnement, 2001).

Les ORE ont pour principal objectif de fournir un outil de recherche scientifique dans le domaine de la compréhension des dynamiques environnementales. Ils doivent en particulier permettre de fournir les données nécessaires à la modélisation des changements globaux actuels qui s'opèrent sur le long terme. Les OOE ont pour objectif d'offrir des informations utiles aux politiques publiques. Ils doivent pouvoir produire les données qui intéressent un large public et fournir l'information nécessaire pour la mise en place de mesures de précaution. Ces données doivent aussi faciliter l'évaluation des performances environnementales et permettre de produire des indicateurs qui renseigneront sur le respect des objectifs fixés dans des sommets internationaux tels que ceux de la CDB ou de Kyoto.

Dans les faits, la distinction entre ces deux types d'observatoire est en partie artificielle. En effet, à l'heure des changements globaux, les incertitudes scientifiques et les questions sociales se recoupent. Il existe par ailleurs de nombreuses synergies lorsque les ORE et les OOE sont envisagés de manière conjointe pour répondre à des questions scientifiques et sociales (Inspection Générale de l'Environnement, 2001) :

- Economie d'échelle et exploitation optimale des données.
- Capitalisation métrologique et expérimentale.
- Enrichissement réciproque.
- Garantie accrue de pérennisation des dispositifs d'observation.

Ainsi, « les dispositifs d'observation de terrain les plus performants sont ceux qui mobilisent, conjointement ou en complémentarité, les compétences et objectifs respectifs des chercheurs et des "opérationnels" » (Inspection Générale de l'Environnement, 2001, p.24).

Il faut donc chercher à mettre en place des systèmes d'observation qui vont permettre de répondre à des enjeux à la fois scientifiques et politiques. La mise en place d'observatoires sur la biodiversité à large échelle (spatiale et temporelle) doit permettre de répondre à des enjeux concernant :

- Le fonctionnement de la biosphère.
- Les changements globaux qui l'affectent tels que le bouleversement des cycles biogéochimiques.
- L'impact des activités humaines sur les dynamiques de la biodiversité.
- L'impact de l'évolution de la biodiversité sur la production de services écosystémiques et le bien-être humain.

Ces systèmes de suivi doivent respecter un certain nombre de règles pour être efficaces (Balmford et al., 2005) :

- Les méthodes de suivi doivent être pragmatiques et adaptées aux ressources disponibles ainsi qu'aux objectifs fixés.
- Les échantillons d'espèces et les zones d'inventaire doivent être représentatifs géographiquement et taxonomiquement, mais aussi vis-à-vis des types d'habitat et des menaces que subit la biodiversité.
- Les choix des méthodes de suivi doivent être guidés par l'importance de la biodiversité dans les zones, la vitesse des changements subis, l'efficacité avec laquelle il est possible de collecter des données et le public visé.
- Les mesures doivent être standardisées de manière à pouvoir être répétées dans le temps et par différents observateurs.
- Les hypothèses et les incertitudes sur les protocoles doivent être explicites.
- Les systèmes de suivi doivent être adaptatifs et permettre de montrer les résultats des politiques de conservation.
- Il est essentiel de mettre en place des processus de collaboration entre les hommes qui utilisent la biodiversité et ceux qui la protègent de manière à améliorer les suivis mais aussi de permettre une appropriation des problèmes de conservation.

Ces différentes propriétés d'un bon système de suivi sur la biodiversité expliquent pourquoi mettre en place un observatoire efficace nécessite avant tout d'établir des compromis qui vont satisfaire les différentes parties prenantes : les observateurs qui collectent les données, les scientifiques qui les valorisent et les décideurs qui les utilisent. Le protocole, en particulier, doit être assez précis pour être scientifiquement robuste et assez simple pour qu'il ne demande pas trop de temps et soit facilement appropriable.

Un des problèmes dans le domaine de la biodiversité est la diversité des sources d'information. Les données sur la biodiversité sont issues d'instituts de recherche (MNHN, INRA...), d'établissements publics (ONF, ONCFS, Réserves Naturelles...) ou d'ONG (UICN, WWF...). C'est pourquoi le contrôle des sources, la pérennité et la qualité des données posent problème.

Pour palier à ce problème, il est nécessaire qu'il existe une organisation nationale faisant office d'animateur. Celle-ci doit avoir pour tâches d'organiser le système d'information, d'établir les règles de son fonctionnement et d'en vérifier l'application. Elle est l'axe central à

partir duquel il est possible de collecter et de valider les observations. A ce titre, il peut être considéré comme un maître d'ouvrage.

Le maître d'ouvrage a une responsabilité technique relative à la robustesse des données ainsi produites et une responsabilité politique vis-à-vis de l'usage qui va être fait de ces données.

Il est nécessaire qu'il existe des maîtres d'ouvrage aux échelles nationale, régionale et locale, de manière à ce qu'il existe tout un système de relais pour l'établissement des protocoles, de la collecte et du contrôle des données ainsi produites.

Cependant le principal rôle du maître d'ouvrage est de mutualiser les informations (Inspection Générale de l'Environnement, 2001), c'est-à-dire d'articuler et de mettre en commun des savoirs, des compétences, des fonctions, des responsabilités, des financements... autour d'un objectif commun. Ce maître d'ouvrage doit donc être assez souple pour répondre aux besoins des acteurs tout en répondant à ceux du système d'information. Il est nécessaire qu'il facilite les échanges afin de garantir la pérennité de cette mutualisation. Il faut un maître d'ouvrage par grande thématique et donc par système d'information.

Le maître d'ouvrage devrait en théorie établir un contrat avec les observateurs. « Ce contrat, véritable contrat d'objectifs du système d'information sur l'environnement, doit porter non seulement sur les aspects techniques – protocoles de mesure, répartition des stations, normes à appliquer – mais également sur les aspects juridiques et financiers – propriété des données, droits des différents partenaires dans la diffusion, l'exploitation et la valorisation des données, modalités financières éventuelles liées soit à l'activité d'observation elle-même soit à l'échange de données » (Inspection Générale de l'Environnement, 2001, p.32).

Un élément important est de labelliser les protocoles à l'échelle nationale pour pouvoir contrôler la production des données standardisées. Une dizaine de services d'observatoires ont ainsi déjà été labellisés par l'Institut National des Sciences de l'Univers (INSU) dans le cadre des Observatoires des Sciences de l'Univers.

La labellisation des systèmes d'observatoires doit être fondée sur une « question scientifique » et/ou une « question de société » qui en justifient l'intérêt, l'usage futur et finalement la valeur. Cette labellisation permettrait d'avoir accès à un système d'aides financières et logistiques pour la mise en place de l'observatoire.

En France, les observatoires et les données relatives aux phénomènes économiques et sociaux sont gérés par l'Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques (INSEE).

En ce qui concerne les données de l'environnement « physique », c'est l'INSU qui est responsable des données et des observatoires.

Enfin, pour l'environnement « naturel », c'est l'IFEN – le bras statistique du MEDD – qui est responsable des données et des observatoires. C'est à ce titre que l'IFEN est le point focal de l'AEE pour la France.

Malheureusement, si l'INSEE et l'INSU ont mis en place des systèmes d'observatoires perfectionnés, ce n'est pas le cas pour l'IFEN qui bénéficie, il faut bien le dire, de moyens beaucoup moins importants. En effet, si l'on met de côté la différence de statut et l'origine de ces trois organisations, il est intéressant de souligner que l'INSEE profite d'un budget annuel de 436 millions d'euros en 2006 tandis que l'INSU ne dispose que d'un budget de 29,3 millions d'euros en 2004 et que l'IFEN doit se contenter d'un budget de 3,4 millions d'euros en 2005¹⁰³. Ces chiffres témoignent des rapports exponentiels qui existent entre les importances respectives accordées aux différents types de connaissance et expliquent pourquoi l'IFEN est contraint d'adopter une approche d'ingénierie statistique.

Il existe ainsi des observatoires concernant les suivis « physiques » de l'environnement naturel – qualité de l'air, de l'eau et des sols, état du milieu océanique et du littoral, niveau de la mer, quantité de gaz à effet de serre ou d'ozone stratosphérique... – mais peu d'observatoires sur le vivant.

Dans le domaine du suivi de l'environnement physique, deux solutions ont été adoptées à l'échelle mondiale pour financer des observatoires.

Aux Etats-Unis, l'Etat fédéral finance l'ensemble du système d'information (investissements pour les réseaux, les bases de données, le fonctionnement des observatoires...) et impose une mise en accès libre pour les données ainsi obtenues. L'US Geological Survey (USGS) fournit ainsi gratuitement des données sur la géographie, l'information géo-spatiale et l'eau.

En France, l'exemple de l'Institut Géographique National (IGN) ou de Météo France montre qu'après un investissement initial réalisé par l'Etat, il a été possible de produire de l'information pour laquelle il existe un marché. En effet, les informations produites par ces systèmes de suivi répondent à des besoins importants pour les particuliers ou les entreprises. Dès lors, la vente des données permet de financer le fonctionnement courant du système d'information. Le modèle français pose cependant des problèmes importants en ce qui concerne la production de données n'ayant pas forcément une grande valeur marchande, bien qu'utiles socialement. C'est le cas notamment de la biodiversité.

C'est pourquoi de nombreux suivis sont réalisés dans le cadre de thèses et à partir de systèmes contractuels entre des acteurs publics qui souhaitent répondre à une demande sociale locale et

¹⁰³ Derniers chiffres accessibles sur les sites de ces différentes organisations : www.insee.fr, www.insu.cnrs.fr, www.ifen.fr

des laboratoires de recherche qui travaillent dans le domaine de la biodiversité. Le problème est que ces suivis vont durer deux ou trois ans – le temps du contrat ou d'une thèse – et qu'ils concernent des échelles spatiales, des entités biologiques et des questions de recherche qui évolueront au fil de ces programmes. C'est pourquoi, même s'il est possible de mobiliser de nombreux contrats, les systèmes de suivi ne pourront jamais être véritablement continus et les échelles de référence changeront à chaque fois que le bailleur de fonds changera lui-même. Cela crée un problème de pérennité et de standardisation dans la collecte des données.

En fait, l'émergence d'un système d'information est liée à l'émergence de besoins en informations qui s'avèrent indisponibles. En effet, si les informations sur l'eau, l'air, le réchauffement climatique ou le trou dans la couche d'ozone apparaissent comme essentielles, c'est pour une raison simple : l'impact potentiel de l'état de ces éléments sur la santé humaine. En ce qui concerne la biodiversité, le sentiment d'urgence apparaît moins évident aux yeux des décideurs et de l'opinion publique, même si, comme nous l'avons dit plus haut, des objectifs politiques ont été fixés. Il est ainsi certain que des budgets beaucoup plus importants pourraient être débloqués si l'évolution de la biodiversité était directement corrélée avec des risques pour la santé humaine. Or, ces liens sont plutôt de nature indirecte.

Le problème de la mise en place d'observatoires sur la biodiversité est donc celui des coûts que l'ingénierie statistique permet d'éviter. Or, comme nous venons de le souligner, les moyens dont disposent les sciences du vivant pour réaliser des suivis sont très faibles. Au-delà de l'importance scientifique et/ou sociale des informations qui pourront être produites grâce aux observatoires, un point de départ pour lancer une réflexion sur les indicateurs de biodiversité est donc d'évaluer les coûts d'opportunités¹⁰⁴ qui existent lorsqu'on souhaite développer un réseau d'observatoires sur la biodiversité. Il est possible d'analyser les coûts d'opportunités à partir des coûts d'information et de transaction engendrés par la construction d'un système d'information.

Les coûts d'information sont directement liés au fait que l'information est une ressource rare qui nécessite d'être produite : le temps et le matériel nécessaires, la main d'œuvre qualifiée à mobiliser, la collecte des informations à proprement parler, le processus de codification, le

¹⁰⁴ Les coûts d'opportunités représentent des coûts de renoncement. Ils apparaissent lorsqu'on affecte une ressource – du temps, de l'argent, du travail, etc. – à un emploi, puisqu'on doit renoncer de fait à tout autre emploi alternatif.

développement de capacités de stockage, le traitement, la diffusion... représentent autant d'investissements coûteux.

Une autre catégorie de coûts qui est souvent négligée est celle des coûts de transaction (North, 1999). En ce qui concerne les systèmes de suivi sur la biodiversité, les coûts de transaction pourront être ex-ante ou ex-post.

Les coûts de transaction ex-ante apparaîtront lors de la mise en place du système d'information. En effet, la mise en place d'un tel système nécessite de prendre en compte divers points de vue sur la meilleure manière de mener un tel projet, d'intégrer des informations dispersées, d'organiser les échanges d'informations, de se mettre d'accord sur les protocoles... engendrant des coûts liés à des conflits, des méfiances, des processus de négociation, des rigidités administratives, des formalismes scientifiques ou simplement des représentations diverses de la biodiversité.

Les coûts de transaction ex-post vont être fonction de l'adéquation qui existe entre la fonction des systèmes d'information développés, leur forme et les méthodes de construction adoptées. En effet, comme nous l'avons souligné plus haut, un indicateur doit être parlant pour être pertinent et il en va de même pour l'ensemble du système d'information. Cela nécessite notamment d'opérer un arbitrage entre la précision et la simplicité – qu'il s'agisse des méthodes de collecte, des modes de capitalisation ou de la valorisation. Sans cela, trop de précision risque d'être source de saturation informationnelle et trop de simplicité source d'une perte de confiance dans le système.

Deux stratégies radicales peuvent être distinguées quant à la manière de construire un système d'information sur la biodiversité : la minimisation des coûts d'information ou la minimisation des coûts de transaction.

La première se concentre sur la question des meilleures techniques à mettre en œuvre pour collecter un maximum d'information au moindre coût. Elle consiste à construire en petit comité d'experts le système d'information le plus efficace possible. Cela permet de ne pas avoir à régler l'épineux problème des coûts de transaction, tout en sachant que cela revient à faire une croix sur de nombreuses sources d'information. C'est l'option la plus souvent retenue.

La seconde cherche à mettre en place des méthodes de collecte consensuelles qui permettent de mutualiser les efforts. Elle considère les interactions sociales comme un préalable et intègre de nombreux acteurs dans la construction du système d'information sur la biodiversité

pour bénéficier des connaissances spécifiques de différentes communautés de pratique. Mais cela implique de surmonter les coûts de transaction liés à l'organisation d'un tel travail.

Mettre en place un système d'information sur la biodiversité implique donc un arbitrage entre ces deux tendances. Cet arbitrage doit cependant être aussi guidé par le fait qu'un système d'information construit par une grande diversité d'acteurs donne beaucoup plus de poids et de légitimité aux indicateurs qui seront tirés d'un tel système, favorise l'utilisation et la notoriété du système d'information et garantit une dynamique endogène qui fait souvent défaut aux systèmes experts développés par les agences spécialisées.

D'un point de vue général, la principale source de coûts d'information pour la mise en place d'un observatoire est liée aux ressources humaines que représentent les observateurs. En effet ces derniers ont généralement des compétences spécifiques pour réaliser ces observations qui peuvent nécessiter par ailleurs beaucoup de temps.

Dans les faits, les coûts liés aux observateurs sont principalement relatifs à leur statut (Inspection Générale de l'Environnement, 2001). Ainsi, les personnes réalisant des observations à l'IGN ou à Météo France sont rémunérées pour faire ce travail. Mais comme nous l'avons dit, il est impossible de mettre en place un tel système pour la biodiversité, faute de budget. Une solution alternative est de chercher à mobiliser des observateurs bénévoles. Il apparaît en effet clairement que l'option « bénévole » est la seule solution pour réaliser des suivis dans le domaine de la biodiversité, compte tenu des budgets disponibles.

Dès lors, plutôt que de se concentrer sur les coûts d'information, la solution est de travailler sur les coûts de transaction qui existent entre les acteurs pouvant participer à un tel programme d'observatoires. Ainsi, une stratégie qui semble efficace et durable pour générer des données sur la biodiversité à partir d'observatoires est de réduire, dans un premier temps, les coûts de transaction entre les porteurs de savoirs sur la biodiversité – qui ont les compétences pour faire de bons observateurs – pour réduire, dans un second temps, les coûts d'information globaux concernant la biodiversité (Levrel, 2006). Dans cette perspective, il apparaît que le plus important, dans un contexte de pénurie de moyens, n'est pas tant de produire de nouvelles informations sur la biodiversité que de mobiliser et d'organiser celles qui existent déjà au sein de nombreuses communautés de pratique, de manière à les valoriser et à pouvoir en tirer des indicateurs opérationnels.

En effet, les savoirs tacites sur la biodiversité existent partout. A titre d'exemple, les personnes qui ont une mare dans leur jardin savent, ou peuvent savoir rapidement, quelle

biodiversité l'habite. Il en va de même pour les oiseaux ou les papillons qui fréquentent leur jardin.

Par ailleurs, une particularité de la biodiversité est qu'elle concerne de nombreuses communautés de pratique – écologues, chasseurs, naturalistes, experts, gestionnaires, agriculteurs, etc. – qui disposent d'informations spécifiques sur cette dernière. Il est en particulier possible de s'appuyer sur la passion des naturalistes pour générer des données dans le domaine de la biodiversité. En effet, ces derniers passent beaucoup de temps à observer la nature. Dès lors, les réseaux naturalistes offrent l'opportunité de réduire considérablement les coûts liés à la collecte d'informations du fait de leurs connaissances spécifiques sur la biodiversité.

Le problème est que ces acteurs se préoccupent de la biodiversité à travers des objectifs, des représentations, des principes de légitimité, des jargons et des modalités d'usage très différents, ce qui crée des barrières très difficiles à surmonter entre ces communautés de pratique. Et ceci d'autant plus que ces communautés de pratique se subdivisent en sous-communautés construites autour de spécificités régionales, d'associations, de statuts sociaux particuliers... C'est pourquoi il faut faire face à de nombreux coûts de transaction lorsqu'on souhaite mettre en place des systèmes d'information fondés sur ces savoirs locaux. Ces coûts seront d'autant plus importants qu'il s'agira de construire des outils d'évaluation concernant un concept mou comme la biodiversité. Le système d'information aura en effet aussi pour conséquence de « durcir » la réalité du concept en offrant un référent commun et en le formalisant (Zaccai, 2002), et de fournir par là même un outil de preuve ayant un caractère « objectif ». Or, cette « réalité » favorisera forcément les stratégies de certaines communautés de pratique aux dépens d'autres communautés de pratique.

Ceci explique pourquoi la mobilisation de bénévoles pour la collecte d'information va engendrer des coûts importants lors du lancement, du fait des moyens à mobiliser pour la mise en place d'une organisation et d'un réseau. Cependant ces coûts deviendront marginaux lorsque le système sera opérationnel et que le nombre d'observateurs sera relativement élevé. En effet, une fois les investissements initiaux réalisés, les coûts d'organisation de l'information seront le plus souvent faibles car des pratiques routinières se seront établies et des effets de notoriété assureront l'accroissement du nombre d'observateurs.

Mettre en place des observatoires sur la biodiversité réclame donc d'avoir une démarche fondamentalement pragmatique et de favoriser des processus qui permettent un désenclavement des connaissances tacites (Dietz et al., 2003). Ceci est possible à partir de

méthodes dites de « science citoyenne » (Irwin 1995), fondées sur l'organisation scientifique des savoirs tacites du citoyen et qui nécessitent d'adopter une culture du compromis de manière à pouvoir concilier les intérêts des différentes parties prenantes.

A la charge des scientifiques de réaliser ces compromis. Ils doivent en particulier proposer des protocoles simples qui conviennent à tout le monde avec des ambitions clairement affichées, centraliser les informations recueillies et produire des synthèses et des indicateurs à destination du plus grand nombre. Il faut en effet que les participants à un tel réseau d'observateurs en tirent des avantages. Ainsi, les communautés de pratique naturalistes participeront à un système de suivi de manière bénévole si les bénéfices collectifs qui émergent de leur participation sont supérieurs aux coûts en temps et en compétences mobilisés pour réaliser ces suivis. Ces bénéfices sont liés, notamment, à la mise en perspective des observations locales par rapport aux observations à plus large échelle spatiale, à la mise à disposition de la base de données nationale ainsi constituée pour produire des indicateurs nationaux, mais aussi à l'appui logistique en matériel de suivi. Sous ces conditions, les naturalistes accepteront de mettre en place des observatoires locaux standardisés à une échelle nationale.

b- La production de données sur la biodiversité à partir de la valorisation des savoirs locaux : l'exemple du programme de Suivi Temporel des Oiseaux Communs (STOC)

Le Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN) a été désigné comme le responsable de la création d'observatoires sur la biodiversité pour la France.

Une des particularités du Muséum est qu'il s'agit d'un organisme qui dispose, de manière statutaire, d'une double fonction de production de connaissances scientifiques et de diffusion de ces connaissances auprès du public. C'est pourquoi les observatoires de biodiversité mis en place par le Muséum doivent respecter les contraintes liées aux ORE et aux OOE.

Ces observatoires sont regroupés au sein du programme Vigie-Nature qui doit permettre de réaliser des suivis taxonomiques à large échelle pour la France (www.mnhn.fr/vigie-nature).

Le programme pionnier qui a permis de lancer ce projet de mise en place d'observatoires multi-taxons est le programme STOC du Centre de Recherche sur la Biologie des Populations d'Oiseaux (CRBPO).

Le succès de ce dernier a été tel qu'il s'agit là du seul programme à avoir pu produire des indicateurs de biodiversité opérationnels pour les décideurs nationaux, selon les propres termes du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable¹⁰⁵.

Le concept d'oiseaux communs ne renvoie pas à une définition fixe, il s'est construit en réponse à celui d'oiseaux rares¹⁰⁶. Cette distinction s'est par ailleurs développée pour la plupart des taxons. S'intéresser à la « nature ordinaire » en biologie de la conservation est assez nouveau. En effet, pendant de nombreuses années et en réponse à une tradition historique de la pratique de la conservation, cette discipline s'est concentrée sur les espèces rares. L'initiative de la mise en place de réseaux de suivi concernant les oiseaux communs revient aux ornithologues britanniques et nord-américains, qui ont respectivement lancé dans les années 60 le « Common Bird Census » et le « Breeding Bird Survey ». Ces pratiques de suivi ont seulement été initiées en France à partir de la fin des années 80 avec le programme STOC.

Les ornithologues représentent une communauté de pratique très importante en France – même si elle est incomparable avec celle du Royaume-Uni dont la ligue de protection des oiseaux compte 1 million d'adhérents (soit 80 fois plus qu'en France). Ils consacrent une large part de leur temps libre à observer et à collecter des informations sur les oiseaux (Gregory et al., 2005). C'est pourquoi ils détiennent une grande quantité d'informations sur la biodiversité française. Ces informations restent cependant difficiles à valoriser tant que les ornithologues n'ont pas envie de les partager et que celles-ci ne sont pas soumises à une certaine standardisation. La mobilisation et l'organisation de ces informations est un des objectifs que s'est fixé le programme STOC.

Pour standardiser les données, le programme STOC a proposé deux systèmes de suivi reflétant un compromis entre le besoin de simplicité pour les observateurs locaux et celui de rigueur pour les scientifiques : le STOC-capture (environ 40 espèces) basé sur une technique de capture-recapture et le STOC-EPS (Echantillonnage Ponctuel Simplifié) (environ 120 espèces) fondé sur la technique du point d'écoute (Julliard et Jiguet, 2002).

¹⁰⁵ 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.

¹⁰⁶ Les informations qui suivent ont été collectées lors d'entretiens avec les chercheurs du CRBPO et tout particulièrement avec Romain Julliard.

Les données de bagage concernent quarante pays et sont collectées depuis une cinquantaine d'années sous un format commun. Elles offrent ainsi des informations longitudinales uniques pour évaluer l'impact du changement climatique ou des activités humaines sur la biodiversité aviaire. Le problème est que les informations sur les anciennes méthodes de collecte, les conditions de reprise ou les données qu'elles représentent réellement, sont souvent indisponibles ou fragmentaires.

C'est pourquoi le programme STOC a proposé un protocole standardisé permettant de produire des données longitudinales de qualité. La capture et la recapture des oiseaux se fait grâce à l'installation de filets à petites mailles – entre 10 et 50 par station – répartis de manière homogène dans un site donné. Leur nombre et leur position doivent rester constants au fil des années. Il doit y avoir au moins 3 sessions de capture réparties sur les mois de mai, juin et juillet. Les oiseaux capturés sont mesurés et pesés. Les ornithologues identifient le sexe et l'âge approximatif des individus. Ils peuvent ensuite évaluer des paramètres plus spécifiques tels que ceux liés à des risques sanitaires par exemple. Les oiseaux sont finalement bagués puis relâchés. Ils pourront ensuite être « contrôlés » grâce à de nouvelles captures ou à des observations à la jumelle ou à la lunette. 20 % des adultes sont recapturés au moins une fois. Ce travail permet de suivre l'évolution de l'état de santé des populations et des communautés d'oiseaux communs sur des sites spécifiques en mesurant toute une série de paramètres démographiques tels que l'abondance, la distribution, la diversité, la fécondité, la survie des jeunes à l'envol ou la survie des adultes entre deux saisons de reproduction.

La technique du point d'écoute consiste pour les ornithologues à noter tous les contacts sonores et visuels qu'ils ont avec des oiseaux communs pendant 5 minutes sur 10 points précis. Ces points se situent sur des sites (4 km²) tirés de manière aléatoire à proximité (10 km) de la commune de l'ornithologue afin d'avoir une bonne représentativité des habitats¹⁰⁷. Ce suivi doit être réalisé par le même observateur, 2 fois par an à peu près aux mêmes dates – avant et après le 8 mai – dans le même endroit. Ce travail permet de suivre l'évolution de l'abondance des espèces communes en France et de réaliser des comparaisons par région ou par habitat.

Finalement, le STOC-EPS permet d'évaluer les dynamiques écologiques à de larges échelles spatiales tandis que le STOC-capture offre l'opportunité de suivre des tendances

¹⁰⁷ Les sites sont tirés par le CRBPO mais l'ornithologue a la liberté de choisir ses points d'écoute à partir du moment où ils sont répartis de manière homogène, qu'ils sont séparés au minimum de 300 m les uns des autres et que tous les habitats sont représentés en fonction de leur importance sur le site.

démographiques plus fines qui expliquent les dynamiques globales¹⁰⁸. Le STOC-EPS représente 175 000 données collectées en 2003. Le STOC-capture représente 15 000 captures en 2003.

Construit à partir d'un réseau d'observateurs et de bagueurs passionnés par les oiseaux, le programme STOC a donc su organiser les savoirs locaux naturalistes des ornithologues de terrain grâce à la mise en place de ces deux protocoles standardisés permettant une utilisation scientifique des données ainsi produites. Pour « vendre » ces protocoles aux ornithologues, les inciter à participer à ce réseau d'observateurs et établir une collaboration durable avec ces derniers, le CRBPO a dû réduire ce que nous avons appelé les coûts de transaction.

Ces coûts de transaction avaient plusieurs origines. Tout d'abord, adopter un protocole pour un ornithologue de terrain peut impliquer l'abandon de celui qu'il utilisait auparavant, faire en partie une croix sur les suivis qu'il avait réalisés jusque-là et repartir à zéro. Ensuite, en adoptant ce protocole, l'ornithologue perd de sa liberté d'action. En effet, il ne sera plus le seul à intervenir dans le choix du site pour suivre les populations d'oiseaux – il peut notamment être frustré de ne pas pouvoir aller dans un site où il sait pouvoir « contacter » beaucoup plus d'oiseaux. Il peut par ailleurs exister une méfiance à l'égard des scientifiques et d'une organisation centralisée – et parisienne – telle que le CRBPO, qui peut apparaître quelque peu déconnectée de la « réalité du terrain ». D'autre part, il existe, comme dans toute communauté de pratique, de nombreuses subdivisions – régionales par exemple – qui impliquent des pratiques spécifiques, l'existence de « territoires », des comportements « conservateurs », des divergences d'opinion voire des conflits – entre régions, entre associations, entre personnes – qui viennent toujours compliquer cette entreprise collective. Enfin, pour ne pas arranger les choses, le milieu naturaliste français est un milieu relativement individualiste.

Pour réduire ces coûts de transaction, le CRBPO disposait de plusieurs atouts.

Le premier est, comme nous l'avons souligné, la flexibilité et la relative simplicité des protocoles de suivi (en particulier du STOC-EPS).

Le second est sa position institutionnelle. En effet, le CRBPO est l'organisation responsable, pour la France, de la gestion des bagues – production des bagues, centralisation des bagues trouvées et restitution des informations – et de l'organisation des activités de bagage –

¹⁰⁸ Pour plus d'informations sur le protocole, voir: <http://www.mnhn.fr/mnhn/crbpo/>

fourniture des bagues, stages de formation au bagage, octroi et gestion des permis de bagage, organisation de réunions nationales de bagueurs. Cette position institutionnelle oblige les bagueurs français à entretenir de nombreuses relations avec le CRBPO et le Muséum, ce qui a forcément donné une certaine légitimité à ce dernier pour mettre en place un réseau de suivi de la faune aviaire en France.

Pour obtenir un permis de bagueur, il faut suivre un certain nombre d'étapes. La première est de contacter un bagueur qui va former la personne sur le terrain petit à petit, généralement sur une ou deux années. Une fois que le bagueur considère que son « élève » est prêt, ce dernier doit s'inscrire au stage de bagage national qui dure deux semaines et a lieu tous les ans. Au terme de ce stage, il pourra obtenir ou non un permis de bagage¹⁰⁹. Ces différentes étapes sont autant d'opportunités pour créer des liens entre les bagueurs et constituer un réseau.

La réunion de bagueurs, qui a lieu une fois par an au Muséum, offre par ailleurs l'occasion de partager des informations sur l'état d'avancement des recherches dans le domaine du suivi des populations d'oiseaux communs grâce à l'information obtenue par le bagage. C'est aussi le moment de revoir des amis qui sont dispersés dans la France entière, ce qui fait de cette réunion une journée de convivialité pour les ornithologues de terrain.

Mais il existe un troisième argument de nature logistique celui-là : le CRBPO a proposé de fournir gratuitement les filets qui permettent de capturer les oiseaux et d'offrir ainsi un soutien technique aux bagueurs locaux.

Au-delà de cette position institutionnelle favorable et du soutien technique, une raison essentielle a pu pousser les ornithologues, et notamment ceux qui participent au STOC-EPS, à vouloir s'investir dans un réseau de suivi national : la curiosité. La curiosité de voir leurs suivis locaux articulés et comparés avec des échelles plus larges. Il peut en effet sembler intéressant, pour un ornithologue de terrain, de savoir si on observe les mêmes tendances aux échelles locales et nationales, et si ces tendances s'observent de manière homogène sur le territoire. Le CRBPO proposait de fournir ces informations aux bagueurs et aux observateurs locaux grâce à l'adoption de protocoles communs.

Un élément qui a peut-être été encore plus important dans la réduction des coûts de transaction est le fait que ce programme est fondé sur une certaine « démocratie technique »

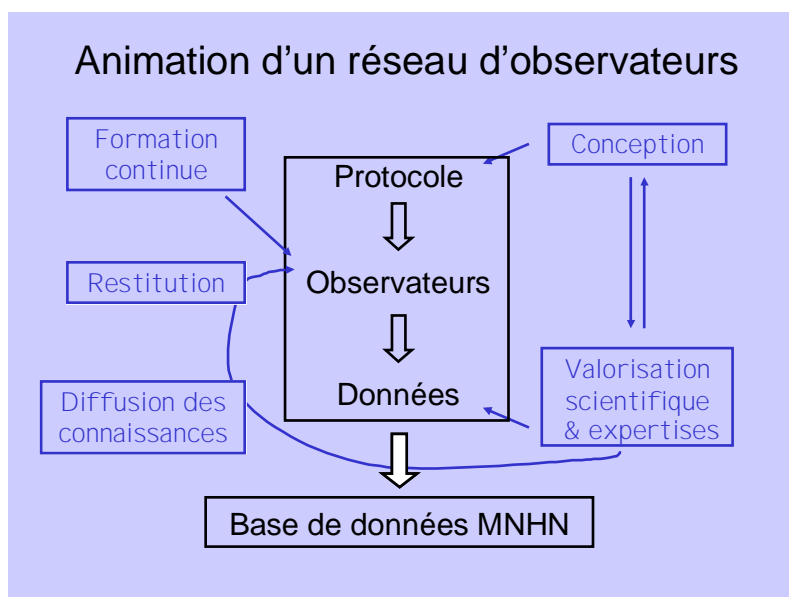
¹⁰⁹ Les apprentis bagueurs doivent passer un certain nombre de tests pour montrer qu'ils sont aptes à baguer des oiseaux sans mettre leur vie en danger. Ces tests concernent le montage de filets, le démaillage – pratique qui vise à sortir l'oiseau du filet –, la manipulation des oiseaux, l'identification de l'espèce, de l'âge et du sexe de l'individu, le bagage à proprement parler, etc. Pendant ce stage, un responsable national juge du niveau d'aptitude des postulants.

très éloignée des approches « experts » (Callon, Lascoumes et Barthe, 2001). Les ornithologues locaux et les chercheurs du CRBPO semblent en effet former une véritable communauté d'intérêt ayant dépassé les tensions qui existent souvent entre les pratiques locales et les pratiques « experts » – ou scientifiques. Cela est dû à plusieurs éléments.

Tout d'abord, il y a évidemment l'intérêt commun pour la faune aviaire. Ensuite, les chercheurs du CRBPO ont effectué une série de visites auprès des ornithologues locaux pour créer un climat de confiance et rencontrer les personnes qui voulaient s'impliquer dans le réseau. Par ailleurs, les chercheurs du CRBPO sont à la fois naturalistes de terrain et scientifiques, ce qui leur permet d'avoir un langage et des pratiques qui font sens aussi bien pour des scientifiques « académiques » que pour des ornithologues locaux. Cet élément est renforcé par le fait que les chercheurs du CRBPO ont recours à des outils statistiques et à des modèles de dynamique de populations très fins, mais aussi à des informations statistiques « simples et claires » permettant de transmettre des informations aux acteurs locaux. Le programme STOC fonctionne ainsi grâce à un processus de bottom-up pour la remontée des données mais aussi à un processus de top-down pour la restitution des tendances nationales qui se traduit notamment par la publication annuelle d'un rapport concernant les résultats du STOC-EPS et du STOC-capture dans la revue des ornithologues de terrain – *Ornithos* –, et ce depuis 2000. Cette restitution a aussi lieu grâce à la mise en ligne des bilans de suivi et des cartes d'abondance relative des espèces communes depuis 2002¹¹⁰ (Jiguet et Julliard, 2003). Tous ces éléments constituent un travail d'animation du réseau (figure 13). En parallèle, l'identification de coordinateurs locaux a permis de décentraliser les responsabilités et de donner une véritable dimension locale et/ou régionale au réseau. Enfin, il existe un système de contrôle tacite de la part des ornithologues vis-à-vis du CRBPO : ils fournissent leurs données au programme tant qu'ils sont en accord avec l'usage qui en est fait. Mais il n'existe pas de contrat liant les parties et s'il s'avère que l'usage de ces données ne convient plus aux ornithologues, il est fort probable que les flux d'information se tarissent très vite.

¹¹⁰ A ce titre, on peut noter que le développement d'Internet a offert les moyens techniques d'échanger et de diffuser rapidement, et de manière fiable, les informations intéressant les différentes parties.

Figure 13 : Le réseau STOC.



Source : Romain Julliard

Le résultat de cette démarche participative et transparente a été le développement rapide du réseau avec 21 stations de capture en 1999 et 100 en 2004, 1 500 points d'écoute en 1999 et 8 500 en 2004. Les réseaux STOC-capture et STOC-EPS bénéficient ainsi depuis plusieurs années d'une importante notoriété dans le milieu ornithologique grâce à un système de réciprocité de services et d'une relation étroite entre scientifiques et acteurs locaux. Cette notoriété crée indirectement un phénomène de mimétisme et d'engouement qui se traduit par le fait qu'il vaut mieux être dans le réseau qu'en dehors aussi bien par intérêt pour le programme que par reconnaissance de la part du « milieu ».

Un autre élément essentiel est que les gestionnaires peuvent directement participer au suivi de manière à évaluer l'efficacité de leurs méthodes de gestion vis-à-vis du reste de la France. Prenons l'exemple des gestionnaires des Réserves Naturelles de France. Les gestionnaires de ces aires protégées participent depuis quelques années au réseau STOC-EPS avec 17 réserves naturelles représentées en 2002 et 27 en 2003. Les motivations qui poussent les gestionnaires à participer au STOC-EPS sont de plusieurs ordres (Godet, 2004) : bénéficier d'un outil d'information standardisé mais qui reste simple à utiliser et peu coûteux en temps ; permettre des comparaisons dans le temps mais aussi à plusieurs échelles spatiales. Un des objectifs majeurs des gestionnaires est effectivement de savoir s'il existe bien un effet de « protection » lié à leur réserve. C'est pourquoi des données statistiques standardisées concernant l'évolution des populations d'oiseaux peuvent permettre d'évaluer cet effet. Par ailleurs les espèces

communes d'aujourd'hui seront peut-être en danger demain et le suivi des oiseaux communs amène les gestionnaires à vouloir anticiper ce type de tendance.

Une fois les observatoires mis en place, ce sont ainsi les réseaux d'espaces particuliers tels que les zones protégées, les collectivités locales, les associations d'agriculture biologique qui pourront être intéressés pour croiser des indicateurs communs et comparer ainsi leurs stratégies de gestion de la biodiversité.

On peut souligner que la base STOC a pu être construite grâce à deux types de capitaux : le capital humain et le capital social (North, 1999 ; Pretty, 2003). Le capital humain car la collecte d'information est fondée sur des connaissances et des pratiques renvoyant à des compétences spécifiques. Le capital social car le système fonctionne grâce à un réseau de bénévoles, d'amis, de passionnés, qui représentent à ce titre une véritable communauté d'intérêt autour du suivi des oiseaux communs. Ceci a conduit à construire petit à petit une organisation collective au sein de laquelle la confiance facilite les actions coordonnées et permet d'améliorer la mise en commun d'une ressource – ici l'information sur les oiseaux communs français.

Ainsi, en passant du temps à créer des liens avec les acteurs locaux, le CRBPO a choisi d'investir dans du capital social et de réduire par là même les coûts de transaction entre les communautés de pratique, de manière à permettre une valorisation du capital humain dispersé et à diminuer in fine les coûts d'information sur la biodiversité. Ceci a permis de mettre en place un système d'information durable sur la biodiversité.

Il est possible de proposer maintenant un petit tableau récapitulatif mettant en parallèle le système d'ingénierie statistique adopté par les agences internationales avec celui du programme STOC qui est fondé sur une démarche constructiviste (tableau 16).

Tableau 16 : Comparaison de deux types d'organisation pour la production de données destinées au développement d'indicateurs de biodiversité.

	STOC	Agences internationales
Méthode	Constructiviste	Ingénierie statistique
Indicateurs	Pensés de manière ex-post aux données	Pensés de manière ex-ante aux données
Production de données	Production de données standardisées gratuites car générées par les observateurs locaux	Collecte de données hétérogènes partiellement payantes
Méthode de standardisation	Ex-ante à partir d'un protocole commun	Ex-post grâce à une technique d'ingénierie statistique
Fondement social du système	Réciprocité de service, capital social, confiance	Contrat entre entités indépendantes
Organisation	Horizontale et verticale	Verticale

Le succès du programme STOC a conduit, comme nous l'avons dit, à mettre en place un programme de suivi global concernant la biodiversité ordinaire au Muséum National d'Histoire Naturelle intitulé Vigie-Nature. Les systèmes de suivi que l'on trouve dans ce programme fonctionnent sur les mêmes principes participatifs. Les protocoles qu'ils utilisent sont spécifiquement adaptés aux taxons qui doivent être observés. Ils concernent les mammifères – en particulier les chiroptères –, les insectes – surtout les papillons –, les batraciens...

Deux projets démarrent actuellement en ce qui concerne les papillons : les papillons des jardins et le suivi naturaliste des papillons. Deux autres projets sont en phase de test méthodologique : le suivi des plantes communes et celui des chauves-souris. L'objectif est de déployer l'ensemble de ce système d'information pour 2010.

Par ailleurs, le CRBPO s'oriente aujourd'hui dans différentes directions pour pouvoir valoriser au mieux ses données :

- Le croisement des données STOC avec d'autres bases de données issues de systèmes d'observation connexes concernant notamment les milieux agricoles – comme le programme TERUTI dépendant du ministère de l'agriculture – la chasse – avec l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage (ONCFS) – ou toute autre activité, de manière à aller plus loin dans le processus d'intégration nécessaire à la mise en place de politiques de développement durable.
- Des programmes de suivi orientés ayant pour objectif de tester l'effet de certains paramètres sur la biodiversité comme l'impact des exploitations agricoles raisonnées qui

devrait fournir des données pour alimenter le débat public autour des effets de l'agriculture biologique.

- Des suivis dans les écoles et les collèges sont par ailleurs envisagés et offriraient, grâce à des protocoles très simples, l'opportunité d'avoir une démarche pédagogique tout en produisant des données standardisées. Ce programme offrirait ainsi une occasion de découverte de la nature sous un angle ludique, ce qui représente une première étape vers la prise de conscience des questions environnementales et vers l'action.
- L'utilisation de modèle permettant de croiser les indicateurs issus du STOC avec des indicateurs socio-économiques. Il est en particulier nécessaire de développer des modèles montrant les liens entre l'évolution de la biodiversité, les activités humaines et les services écosystémiques que la biodiversité fournit aux sociétés. Il est aussi important de pouvoir tester des hypothèses concernant les décisions des politiques de manière à réaliser des anticipations et à explorer des scénarii politiques alternatifs.

Ce programme de suivi, comme tous les programmes fonctionnant sur les mêmes principes, doit cependant faire face à un certain nombre de risques. Tout d'abord car il est fondé sur la confiance qui existe entre les différentes parties prenantes, ce qui le rend extrêmement vulnérable :

- Vulnérable car les acteurs n'ont pas d'obligations contractuelles formelles¹¹¹. Dans les faits, les observateurs ne s'engagent pas pour dix ans et il y a un taux de remplacement important. Ainsi, tous les ans, seuls 80 % des points utilisés pour le programme STOC sont renouvelés, 10 % sont interrompus définitivement et 10 % sont suspendus pendant un an. C'est pourquoi le programme doit avoir bonne réputation afin de garantir un taux de renouvellement et d'adhésion complémentaire élevé. Il suffirait que l'usage des indicateurs STOC soit fait dans un sens qui ne conviendrait pas aux ornithologues locaux pour que très vite il y ait un tarissement de la source de données qui fait vivre ce système.
- Vulnérable à une réduction des interactions qu'entretiennent les protagonistes de ce système d'information. En effet, comme nous l'avons souligné plus haut, la confiance est relative à l'intensité des interactions entre les acteurs. Il faut donc maintenir un niveau d'interactions important et ne pas tomber dans la routine sans quoi une certaine lassitude pourrait se faire sentir. Par ailleurs, comme le système fonctionne en partie grâce à sa

¹¹¹ Il existe simplement un engagement moral pour les bagueurs selon lequel ils doivent tenir une station pendant cinq ans.

notoriété, il faut qu'il existe une publicité constante pour ce programme à travers des colloques, des réunions de naturalistes de terrain, des relais médiatiques, etc

- Vulnérable aux comportements opportunistes, en particulier du fait d'un risque de professionnalisation des activités de suivi. En effet, si des organisations locales ou régionales, privées ou publiques, commencent à vouloir rémunérer les ornithologues de terrain pour disposer de données privées sur l'évolution de la faune aviaire, cela peut entraîner un effondrement du système de collecte qui fonctionne jusqu'à présent sur un principe de bénévolat et de réciprocité de services. D'autres observateurs pourraient être tentés de demander une rémunération pour leur travail ou simplement de refuser de travailler bénévolement quand d'autres se font rémunérer. C'est pourquoi il pourrait être utile de mettre en place une charte éthique à destination des observateurs et du CRBPO visant à organiser la question de la production, de l'usage et de l'accès aux données de suivi.

D'autres risques existent, directement liés au développement du programme et des indicateurs STOC :

- Il y a un premier risque relatif à un projet de développement d'indicateurs de biodiversité locaux à partir de la base STOC. Les ornithologues qui ont fourni les données permettant de construire les indicateurs veulent en effet avoir la primauté concernant l'usage de ces derniers à l'échelle locale. Le problème est qu'alors les fournisseurs de données et les utilisateurs des indicateurs seraient les mêmes personnes, ce qui ne permet pas de garantir la neutralité des indicateurs aux yeux d'autres acteurs locaux. Inversement, si les indicateurs locaux produits à partir des données des ornithologues ne sont pas en partie gérés par ces derniers, il est probable que cela conduise à une perte de confiance entre les ornithologues et le CRBPO. Cela nécessite un arbitrage : d'un côté le besoin de toucher un grand nombre d'acteurs locaux et de donner le plus d'extériorité possible aux indicateurs ; de l'autre le besoin de considérer les ornithologues locaux comme des interlocuteurs privilégiés pour maintenir une collaboration fructueuse. Il sera sans doute nécessaire, pour dépasser cette tension, de lancer un débat sur les fonctions que doivent remplir les indicateurs STOC à l'échelle locale, de manière à créer une organisation spécifique à cette échelle.
- Le passage à une échelle plus large, européenne notamment, est lui aussi porteur de risques importants pour le programme. En effet, les protocoles de suivi sont différents selon les pays, les organismes chargés de gérer les bagues sont divers (institution publique en France et association au Royaume-Uni par exemple), les concepts deviennent beaucoup

plus délicats à manipuler (les espèces peuvent être rares dans une zone biogéographique et communes dans une autre, passer du statut de spécialiste à celui de généraliste), les classifications ne renvoient pas aux mêmes conventions (pas de convention unique pour qualifier un oiseau de « commun » ou de « spécialiste »)... Tout cela demande une mise en cohérence à l'échelle européenne et va se traduire par une ingénierie statistique qui risque d'être coûteuse, source de biais importants mais aussi de conflits car cela nécessite une remise en question des travaux menés jusqu'à présent dans les différents pays.

- Enfin, si le développement d'Internet a offert de nombreuses opportunités pour la mise en place du réseau, il peut aussi être une source de problèmes pour un organisme centralisé tel que le CRBPO, en rendant obsolète certaines de ses fonctions – notamment concernant la circulation d'informations sur les bagues. En effet, le développement de forums sur Internet offre la possibilité aux ornithologues de terrain d'échanger des informations sans avoir besoin d'en passer par un organisme qui fait circuler les informations, ce qui le rend indirectement moins utile pour cette communauté de pratique. Les bagueurs peuvent donc potentiellement prendre contact directement. Si la personne qui a noté le numéro de bague réussi à contacter celle qui l'a posée, elle pourra avoir les informations sur l'histoire de l'oiseau – lieu d'origine, date... – sans en passer par le CRBPO. C'était relativement impossible à faire tant qu'Internet n'existait pas. Le risque est de voir échapper de nombreuses informations qui viennent enrichir la base de données sur les oiseaux communs. Internet, en tant qu'outil intermédiaire, a donc été une source d'opportunités pour le CRBPO grâce à la facilité accrue pour faire circuler les informations, mais il est aussi une source de danger – toutes proportions gardées – pour ce programme en permettant l'émergence de réseaux parallèles décentralisés.

c- Evaluation du succès des indicateurs issus du programme STOC

La base de données STOC a été à l'origine de nombreux indicateurs qui ont été utilisés comme outils de communication et d'aide à la décision.

En tant qu'outil de communication, lorsque la baisse de 14 % des populations d'oiseaux communs en France (entre 1989 et 2001) a été annoncée par le Muséum et largement repris par les médias. Des articles sur l'évolution de l'abondance relative des oiseaux communs en France paraissent ainsi tour à tour dans *Le Figaro* (samedi 20 – dimanche 21 avril 2002), *Libération* (samedi 27 avril 2002), *Ouest France* (mercredi 8 mai 2002), *Le Monde* (mercredi

8 mai 2002, samedi 10 avril 2004). Cela s'accompagne de publications dans des revues d'ornithologie de terrain (*Ornithos*), de gestion de la nature (*Espaces Naturels*) et évidemment dans des revues scientifiques (*Global Change*).

Ces publications destinées à la fois au grand public, aux acteurs locaux, aux scientifiques ou aux décideurs nationaux témoignent du fait que l'offre et la demande d'indicateurs de biodiversité se sont rencontrées à travers les indicateurs d'abondance relative des oiseaux communs. Or, comme nous l'avons expliqué plus haut, plus le nombre d'utilisateurs d'informations codifiées augmente, plus le nombre de médias à les diffuser est important, plus ces informations bénéficient d'une grande notoriété et plus leur valeur s'accroît. Cela permet de souligner que les indicateurs STOC représentent bel et bien des outils de médiation efficaces pour faire discuter ensemble différentes communautés de pratique et qu'ils ont à ce titre une grande valeur.

Par ailleurs, s'il est difficile de dire que les indicateurs issus du programme STOC représentent de véritables outils d'aide à la décision, ils sont néanmoins utilisés en tant que principaux indicateurs de biodiversité dans les rapports à destination des décideurs, que ce soit à l'échelle de la France (IFEN, 2003) ou de l'Europe (EEA, 2003). Ainsi, l'indicateur de variation d'abondance des oiseaux communs représente le seul indicateur de biodiversité parmi la liste des 45 indicateurs de développement durable de la France (IFEN, 2003) et il est l'un des 10 indicateurs clés de l'environnement de cette organisation. Au Royaume-Uni, la variation relative des oiseaux communs – détaillée à travers les espèces agricoles, les espèces forestières et l'ensemble des espèces – fait partie des 15 indicateurs clés de développement durable du pays (DEFRA, 2004). Il s'agit aussi d'un des 15 indicateurs clés de développement durable de l'Union Européenne (Commission des Communautés Européennes, 2005). L'usage politique des indicateurs « oiseaux communs » devrait par ailleurs se confirmer avec l'approche de l'échéance de 2010.

Notre hypothèse est que l'offre d'indicateurs issus du programme STOC a rencontré la demande sociale et scientifique pour des indicateurs de biodiversité en résolvant les trois problèmes majeurs auxquels tous les concepteurs d'indicateurs doivent faire face : les coûts engendrés par cette construction, la difficulté à émettre des signaux qui fassent sens pour une grande diversité d'utilisateurs potentiels et la rigueur scientifique sur laquelle doivent être fondés les indicateurs. Ceci est lié à deux éléments clés selon nous.

La première origine du succès des indicateurs oiseaux communs est une prise en compte de la contrainte de faisabilité (ou de coûts). La production d'indicateurs au sein du CRBPO est en effet le fruit d'une perspective doublement réaliste :

- Premièrement, car la production de données est fondée sur l'échange et la valorisation d'informations déjà existantes – à travers les pratiques des ornithologues de terrain – et permet ainsi de développer un système d'information à un coût extrêmement faible. La réduction des coûts de transaction entre ornithologues et scientifiques a pris du temps, d'où une certaine inertie pour le lancement du programme, mais ce choix stratégique a conduit à mettre en place un système d'information bénéficiant d'une dynamique endogène et à produire une base de données pérenne sur la biodiversité. Tout cela a fait émerger une organisation sociale qui, comme nous l'avons montré, a décloisonné les savoirs naturalistes locaux et produit des données standardisées à un coût extrêmement faible si l'on considère les moyens humains mobilisés – en temps et en connaissances spécifiques. La réduction des coûts de transaction a ainsi bien permis de réduire les coûts d'information et de créer un système *durable* de production d'information sur la biodiversité.
- Deuxièmement, car les indicateurs proposés le sont à partir de cette base. On ne propose pas des indicateurs « idéaux » comme c'est souvent le cas, qu'il s'agit ensuite de nourrir grâce à la mise en place d'un système expert, généralement très coûteux, sans se préoccuper de la pérennité d'un tel programme de collecte. Dans le cas du programme STOC, l'offre d'indicateurs a émergé à la faveur d'une demande sociale et scientifique de plus en plus pressante pour des indicateurs de biodiversité. C'est la souplesse de cette base de données qui a offert l'opportunité dans un second temps de produire des indicateurs à différentes échelles permettant de mieux comprendre les fonctionnements écologiques complexes et les liens avec des activités humaines.

Le programme STOC a ainsi réussi à articuler les pratiques locales d'inventaire naturaliste avec des objectifs généraux de recherche intéressant l'écologie mais aussi l'opinion publique et les décideurs politiques. Cette collaboration « d'échelles » a offert l'opportunité de convertir ce que nous avons appelé plus haut des « indicateurs environnementaux » locaux, utilisés par les naturalistes, en « indicateurs myopes » standardisés, fondés sur des grands nombres et utilisés à des échelles larges, dans le but de mieux comprendre le fonctionnement de la biosphère.

La seconde origine du succès des indicateurs oiseaux communs est la réalisation d'arbitrages qui ont permis de proposer des indicateurs de biodiversité qui « font sens » pour une grande variété de communauté de pratique tout en respectant les besoins de rigueur scientifique. Comme nous l'avons déjà dit, ces arbitrages sont liés aux tensions inhérentes aux propriétés des indicateurs que nous avons évoquées plus haut :

- Concernant la tension entre différentes échelles de réalisme, les indicateurs STOC donnent la possibilité d'adopter différentes échelles d'équivalence : *organisationnelle* car les indicateurs oiseaux communs permettent d'évaluer de manière indirecte l'état de la variabilité génétique (abondance relative), de la diversité spécifique (hétérogénéité des communautés) ou des fonctions écosystémiques (réponses fonctionnelles de certains groupes) ; *spatiale* car il est possible de construire des indicateurs à l'échelle de l'écosystème, de la zone bio-géographique, de la France ou de l'Europe ; *symbolique* car les indicateurs produits peuvent être des indices composites complexes sur le degré de spécialisation communautaire à destination des scientifiques, ou de simples données statistiques sur l'évolution de la population d'hirondelles à destination d'un large public ; *temporelle* car ces indicateurs permettent de réaliser des scénarii à différentes échelles de temps mais restent sensibles à court terme pour les décideurs.
- Concernant la tension entre les dimensions *scientifique* et *politique*, les indicateurs STOC offrent des indicateurs rigoureux du fait de la standardisation du protocole, d'une division sociale du travail claire, de la grande quantité de données produites et des méthodes statistiques rigoureuses. Cela fait des indicateurs STOC des outils de preuve efficaces tout en restant très lisibles – de part leur caractère parlant et du faible nombre d'indicateurs utilisés – et à partir desquels il est possible de tirer un discours clair sur la biodiversité dans ses différentes dimensions. Un point essentiel est que l'abondance d'oiseaux communs était déjà un indicateur environnemental que tout le monde connaissait – et utilisait parfois – avant que le STOC n'existe. L'indicateur oiseaux communs a simplement permis de renforcer le caractère généralisé de ce que tout le monde percevait grâce à des indicateurs locaux – disparition des hirondelles par exemple – et de préciser les caractéristiques de cette baisse – en fonction des espèces et des milieux.
- Concernant la tension entre les dimensions *objective* et *subjective*, il apparaît que les indicateurs oiseaux communs sont aujourd'hui les principaux indicateurs de biodiversité en France mais aussi en Europe pour des questions de faisabilité et de représentativité. Ils offrent à ce titre des indicateurs *réels* – objectifs – de suivi des variations d'abondance des populations d'oiseaux communs mais aussi des indicateurs *conventionnels* – subjectifs –

de la biodiversité. L'avantage de ces indicateurs de biodiversité est par ailleurs de laisser transparentes les conventions sur lesquelles ils reposent.

Pour paraphraser George C. Bowker et Susan L. Star (cités par Desrosières, 2003b, p.6) lorsqu'ils évoquent les objets frontières, les indicateurs de biodiversité issus du STOC semblent ainsi assez flexibles pour s'adapter aux besoins informationnels d'une grande diversité de communautés de pratique et assez robustes pour fournir à ces dernières un référent commun leur permettant de communiquer sur la question de la biodiversité. A ce titre, ces indicateurs représentent bien un outil intermédiaire concernant la biodiversité, tout autant qu'un outil de preuve, qui facilitent les débats sur cette question.

La souplesse et la flexibilité des indicateurs oiseaux communs peuvent être décrites en reprenant la triple définition des indicateurs (fonctionnelle, instrumentale et conventionnelle) que nous avons retenue plus haut :

- Les indicateurs STOC remplissent les *fonctions d'outil de recherche, d'outil de communication et d'outil d'aide à la décision* à destination des scientifiques, des ornithologues de terrain, des gestionnaires, des chasseurs, de la population française, concernant l'évolution de la population d'hirondelles, du réchauffement climatique, de l'abondance relative des espèces communes, de l'état des habitats... et donc de la biodiversité.
- Ceci est possible du fait de la grande *diversité des paramètres utilisés* – abondance, répartition, spécialité, viabilité, diversité... –, de la grande *variété des méthodes d'agrégation et de pondération* ainsi que d'une grande *variété des interfaces* – cartes, courbes, modèles de viabilité, indices statistiques... –, adoptées en fonction du public visé et des fonctions de l'indicateur.
- La confiance dans les indicateurs STOC est par ailleurs fondée sur une *division sociale du travail* de production des indicateurs qui renvoie à une claire *séparation des pouvoirs* entre les fournisseurs de données – les ornithologues de terrain –, les constructeurs d'indicateurs STOC – les chercheurs du CRBPO – et les utilisateurs d'indicateurs de biodiversité – politiques, associations, journalistes, chercheurs... – ce qui offre une certaine neutralité aux indicateurs ainsi produits.

Conclusion

Dans ce chapitre, nous avons montré qu'il existe une demande pour des indicateurs de biodiversité. En effet, la question de la conservation de la nature est devenue une question de société majeure, tout comme celle de la pauvreté ou du développement.

Pour que cette question de société ne reste pas entre les mains des experts, il est possible d'avoir recours à de nouvelles méthodes et de nouveaux outils ayant pour objectifs de désenclaver les savoirs, d'explorer les mondes possibles et d'ouvrir les débats publics à propos de questions a priori techniques.

La particularité de ces outils est qu'ils doivent être flexibles, de manière à pouvoir articuler entre elles des échelles spatiales, temporelles et symboliques hétérogènes, tout en gardant un référent commun. Cependant, l'outil le plus plastique n'est rien sans une méthode rigoureuse de co-construction respectant les principes de la démocratie technique. Ce sont en effet les procédures qui donnent leur caractère légitime à ces outils et qui en déterminent la pertinence. Pour que les outils soient efficaces, il faut que les processus qui ont présidé à leur construction soient fondés sur des principes de justice.

Nous souhaitons donc maintenant évaluer, sur le terrain, deux expériences de co-construction d'indicateurs d'interactions.

Chapitre 4 : Identification d'indicateurs d'interactions à partir de la co-construction d'un modèle multi-agents pour la gestion de la biodiversité dans les réserves de biosphère françaises : l'exemple d'Ouessant

Introduction

Au cours des trente dernières années, les usages des sols ont fortement changé en Europe du fait de l'intensification des pratiques agricoles et de l'abandon des pratiques traditionnelles. L'une des conséquences inattendues de ce phénomène d'intensification est la déprise agricole dans de nombreuses zones qui doivent faire face à un fort processus d'enfrichement. Les effets de cet enfrichement sur la dynamique de la biodiversité sont très discutés (Kerbiriou, 2001 ; Lovett-Doust et al. 2003 ; Grand et al., 2004 ; Laiolo et al. 2004). D'un côté, il s'agit d'une dynamique naturelle et il peut sembler logique que cette dernière soit favorable à la biodiversité. De l'autre, les conséquences sur la biodiversité inféodée aux espaces ouverts sont très négatives. Sur le long terme, les effets nets sont difficiles à appréhender. Les politiques de conservation à mettre en œuvre dans ce domaine sont donc sujets à controverse. C'est en partant de ce constat que des chercheurs, travaillant en interaction avec le programme Man And Biosphere¹¹² (MAB) de l'UNESCO, ont souhaité lancer un programme de réflexion sur cette question. Pour lancer ce travail, un nombre limité de réserves de biosphère a été sélectionné à partir de trois critères :

- Etre fortement concerné par un problème d'enfrichement.
- Proposer des paramètres historiques, sociaux et économiques diversifiés dans un contexte commun de déprise agricole.
- Disposer de données précises et cartographiées sur cette question.

¹¹² Le programme MAB est un programme scientifique intergouvernemental de l'UNESCO créé en 1971 (site web : <http://www.unesco.org/mab/>). Il a pour objectif de mieux comprendre les interactions qui existent entre les activités humaines et la dynamique des écosystèmes, à travers une série de programmes de recherche interdisciplinaires, qui s'appuient sur des sites de démonstration : les réserves de biosphère. En 2004, le réseau mondial des réserves de biosphère comprenait 459 sites dans 97 pays (<http://www.unesco.org/mab/>). Chaque réserve de biosphère est destinée à remplir trois fonctions complémentaires. Sa première fonction est de conserver les ressources génétiques, les espèces et les écosystèmes. Sa seconde fonction est de favoriser un développement économique et humain durable, compatible avec l'objectif de conservation. Enfin, sa troisième fonction est de faciliter les projets de recherches et de suivis, de démonstrations, d'éducatifs et de formations environnementales. Les réserves de biosphère sont composées de trois zones : une zone centrale consacrée uniquement à la conservation et aux recherches scientifiques ; une zone tampon qui autorise des activités tant que celles-ci n'ont pas d'impacts négatifs sur la biodiversité et une zone transitoire où la priorité est donnée au développement.

Au total, quatre réserves de biosphère répondaient à ces critères : les Vosges du Nord, le Ventoux, le Lubéron et l'île d'Ouessant en Mer d'Iroise.

Pour financer ce travail, le programme a bénéficié d'un appel d'offre lancé par l'Institut Français de la Biodiversité (IFB) en 2002. C'est l'Unité d'Ecodéveloppement de l'Institut National de Recherche Agronomique (INRA) d'Avignon qui a répondu à cet appel d'offre en proposant d'analyser cette question de l'enfrichement dans les réserves de biosphère françaises grâce à l'usage de modèles multi-agents et à une démarche d'accompagnement.

Un des postulats du programme MAB est que les activités humaines peuvent contribuer à maintenir une certaine biodiversité et que les populations locales doivent participer aux politiques de conservation. Dans le cadre de la problématique des dynamiques d'enfrichement, ce dernier point apparaît très clairement aux yeux des gestionnaires qui cherchent à maintenir des habitats ouverts. En effet, seul le maintien d'un certain niveau d'activités agricoles peut permettre d'entretenir un milieu ouvert.

Un des objectifs clés du programme MAB-IFB est de construire des outils d'information sur les processus d'enfrichement qui prennent en compte les activités humaines et les dynamiques écologiques mais surtout de développer un objet frontière de manière à pouvoir faciliter les discussions concernant ces dynamiques entre les acteurs locaux. L'objectif de la co-construction de ces outils est donc de réduire les coûts de transaction entre les communautés de pratique concernées par la question de l'enfrichement. Nous nous intéressons pour la suite de notre exposé au cas spécifique de l'île d'Ouessant¹¹³. Les résultats présentés ici sont le fruit d'une participation, en tant qu'« économiste », au travail de co-construction.

¹¹³ Le projet, pour cette réserve, était porté par la Réserve de Biosphère de la Mer d'Iroise et par le laboratoire Géomer (UMR 6554 CNRS) de l'Institut Universitaire Européen de la Mer de l'Université de Bretagne Occidentale. Ce laboratoire a en effet développé de nombreuses cartes de l'île et dispose de nombreuses informations sur le processus d'enfrichement qui a eu lieu au cours des cinquante dernières années.

Section 1 : Dynamiques d'interactions société-nature et coûts de transaction sur l'île d'Ouessant

a- Les changements actuels sur l'île d'Ouessant et leurs effets sur la biodiversité : pertinence des indicateurs PER ?

L'île d'Ouessant est une île de 1 541 hectares située à l'extrême ouest de la Bretagne (48° 28' N, 5° 5' W). Elle est considérée comme un site biologique d'exception. De nombreux systèmes réglementaires visant à protéger la faune et la flore de l'île se superposent : Parc Naturel Régional d'Armorique (PNRA) (créé en 1969), zone Natura 2000, Sites Classés depuis 1979, Réserve de Biosphère de la Mer d'Iroise depuis 1988.

La réserve de biosphère est gérée par le PNRA. Sa zone centrale couvre 50 hectares et est située sur des îlots inhabités. La zone tampon couvre 950 hectares et correspond, en ce qui concerne l'île d'Ouessant, aux sites classés du pourtour littoral. La zone de transition couvre quant à elle 21 550 hectares.

L'île d'Ouessant a une longue histoire humaine qui remonte au moins à 7 000 ans (Brigand et Boulestreau, 1995) avec des traces d'activités intenses sur l'île dès le néolithique. Jusqu'au XVIII^{ème} siècle, l'île a vécu des produits de l'élevage et de l'agriculture. Mais à partir de cette époque, Ouessant devient une île de marins (enrôlements forcés dans la Marine Royale au XVIII^{ème}, métiers dans la marine à voile au XIX^{ème} puis dans la marine marchande moderne au XX^{ème} siècle). L'île est alors majoritairement peuplée de femmes. Pendant ces trois siècles, les activités agricoles gérées par les femmes se développent (soixante-dix moulins vont être construits). Elles ont pour première fonction l'auto-consommation mais les excédents, qui partent sur le continent, offrent des revenus complémentaires à ceux générés par les activités des hommes (Péron, 1997). Cependant, l'exode rural commence après la première guerre mondiale. Il ne s'est pas arrêté depuis.

La population de l'île est ainsi passée de 2 661 habitants à 952 en une centaine d'années (recensement de 1900 et de 1999). La population restant sur l'île est aujourd'hui composée majoritairement de personnes à la retraite (43 % de la population a plus de 60 ans en 1999). Dans le même temps, le nombre de touristes a explosé – le nombre de trajets en ferry est passé de 10 000 par an en 1950 à 210 000 en 1995 (Brigand et Boulestreau, 1995).

Cette double dynamique est due à de nombreux paramètres tels que : le manque d'opportunités de travail sur l'île, le développement des transports, l'augmentation du prix des logements, la disparition des emplois dans la marine marchande et les complications générées par le fait d'habiter sur une île, pour ce qui concerne l'émigration ; le développement de la société de loisir et de consommation et l'attrait d'Ouessant pour l'explosion du nombre de touristes (Péron, 1997). Ces changements ont provoqué une transformation importante de la structure économique de l'île qui est aujourd'hui largement tournée vers le tourisme¹¹⁴.

Dans ce contexte, il y a eu un changement radical de l'usage des services écosystémiques fournis par la biodiversité sur l'île. Ces changements recouvrent trois dimensions :

- Les services écosystémiques dominants jusque dans les années 60 étaient les services de prélèvement (culture et élevage). Or, depuis une vingtaine d'années, on observe une demande de plus en plus forte pour des services culturels (balades, bird-watching, plongée...) même si les services de prélèvement n'ont pas totalement disparu comme nous le verrons.
- La répartition spatiale de ces services a été fortement modifiée puisque les services de prélèvement étaient utilisés de manière intensive sur l'ensemble de l'île et que les services culturels sont aujourd'hui largement concentrés sur le pourtour littoral.
- La répartition sociale de ces services a elle aussi été largement transformée puisque ces derniers bénéficient aujourd'hui surtout aux non-résidents.

La biodiversité sur Ouessant, qui est à l'origine des services écosystémiques, est originale. La diversité floristique de l'île est importante puisqu'elle compte plus de 500 espèces. En revanche, la diversité faunistique est relativement pauvre – à l'exception des oiseaux (Brigand et Boulestreau, 1995). La faune ne comprend aucun carnivore ni de serpent. Le seul reptile est le lézard des murailles. L'île compte deux batraciens, quelques rongeurs (mulots, souris, rats et musaraignes), des lapins et des hérissons, quelques anguilles dans les ruisseaux. Le milieu marin, auquel nous ne nous intéressons pas directement ici, est en revanche très riche.

¹¹⁴ L'île compte ainsi 5 hôtels, 3 chambres d'hôtes, 2 chambres « clés vacances », 1 gîte d'étape, 1 auberge de jeunesse (capacité de 44 lits), 1 centre naturaliste (capacité de 40 lits), 1 camping (capacité de 50 emplacements), qui représentent à peu près une capacité totale de 600 lits pour l'île. Il y a aussi une dizaine de restaurants, 4 loueurs de vélo et 3 entreprises de taxi.

L'évolution de l'usage des services écosystémiques a créé deux formes de pression sur la biodiversité.

La première est liée à la fréquentation touristique qui occasionne un dérangement de la faune pendant la période de reproduction (Kerbiriou et al., soumis). Le dérangement est particulièrement important pour la population de craves à bec rouge, une population d'oiseaux emblématique sur l'île et qui est aujourd'hui fortement menacée (Kerbiriou, 2001).

La fréquentation touristique a aussi un effet sur la biodiversité par l'érosion des sols qu'elle provoque sur les zones à fort attrait touristique, c'est-à-dire les pointes de l'île. Ainsi, le piétinement des touristes peut faire passer les pelouses rases du littoral en pelouses écorchées et même contribuer à mettre la roche à nu.

Le tourisme a aussi des effets indirects sur la biodiversité, à travers notamment la consommation d'un plat traditionnel appelé le « ragoût à la motte ». En effet, l'originalité de ce plat est son mode de cuisson. Le ragoût est cuit à l'étouffée sous des mottes d'herbe qui ont été « étrépees » sur le littoral¹¹⁵ (Joets, 2005). Ce plat local bénéficie d'un très grand succès auprès des touristes aujourd'hui. Plusieurs restaurants en vendent, il est possible de passer commande et même de se faire livrer à domicile. Mais le prélèvement d'un nombre de mottes toujours plus important commence à poser la question de l'impact de cette pratique sur le couvert végétal du littoral de l'île, une zone théoriquement totalement protégée (le littoral est entièrement en site classé).

La seconde source de pression que connaît l'écosystème îlien aujourd'hui est la forte dynamique d'enfrichement. Cette dynamique est caractérisée par une succession de structures écologiques qui a été observée au cours des cinquante dernières années (Bioret et al., 1994). La parcelle cultivée devient une parcelle pâturée. Apparaissent ensuite rapidement des fougères et des ronces. Le stade final est composé de pruneliers qui conduisent à une fermeture importante du paysage.

Cet enfrichement est lié à la disparition des pratiques agro-pastorales sur l'île qui est elle-même le résultat des dynamiques socio-économiques animant l'île depuis une cinquantaine d'années. Ces dynamiques ont conduit à ce que les bêtes et les terres agricoles perdent leur statut de ressource auprès de la population locale¹¹⁶.

¹¹⁵ En effet, les Ouessantins ne disposaient pas de bois sur l'île (absence d'arbres) et utilisaient ces mottes d'herbe pour cuire les aliments. La pratique qui consiste à « faucher » ces mottes est nommée « étrépage ».

¹¹⁶ Il est possible de souligner quelques éléments qui ont conduit à faire disparaître la fonction première pour laquelle l'agriculture existait sur l'île, à savoir l'auto-consommation. Tout d'abord, il n'y a pas eu de processus d'intensification qui aurait pu traduire une restructuration des activités agricoles de l'île. Ensuite, le développement des transports entre le continent et l'île, associé au développement de systèmes de réfrigération, a permis de faire venir des denrées sur l'île. Enfin, l'accroissement des niveaux de vie a contribué à réduire la part

Ainsi, en 1952, l'espace naturel ouessantin est caractérisé par des usages agricoles intenses avec des cultures dans la partie intérieure de l'île (34 % de l'espace) et des pâtures sur la zone côtière et les champs inondés (38 % de l'espace), composant ainsi un paysage totalement ouvert (Gourmelon et al., 2001 ; Francoual, 1993 ; Lucas, 1986). Le cheptel de l'île était alors de 4 500 moutons et 350 vaches, ce qui est très élevé pour une île de 1 500 hectares. En 1992, les cultures avaient presque complètement disparu (1 % de l'espace) et même si les pâtures représentaient encore 31 % de l'espace, il restait seulement un millier de moutons pour les entretenir. C'est pourquoi, entre 1952 et 1992, la friche est passée de 0 % de la surface totale de l'île à 43 % (tableau 17, figure 14 et carte 1).

Tableau 17 : Evolution du cheptel de l'île d'Ouessant.

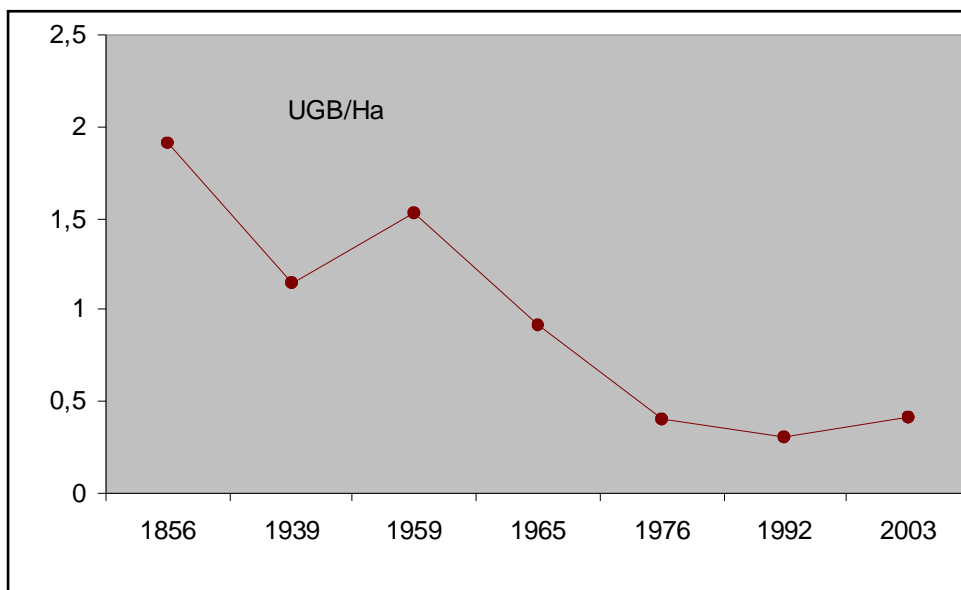
Années	Moutons	Chèvres	Chevaux	Vaches	UGB ¹¹⁷ /Ha
1856	5903	0	427	674	1,91
1939	3200	0	43	272	1,15
1959	4500	0	27	350	1,53
1965	3400	0	4	80	0,92
1976	1500	0	10	0	0,41
1992	900	0	10	0	0,30
2003	630	70	30	60	0,41

Source : Francoual, 1993 et Levrel, 2004

des dépenses alimentaires dans les budgets des ménages et finalement à abandonner l'agriculture familiale destinée à l'auto-consommation.

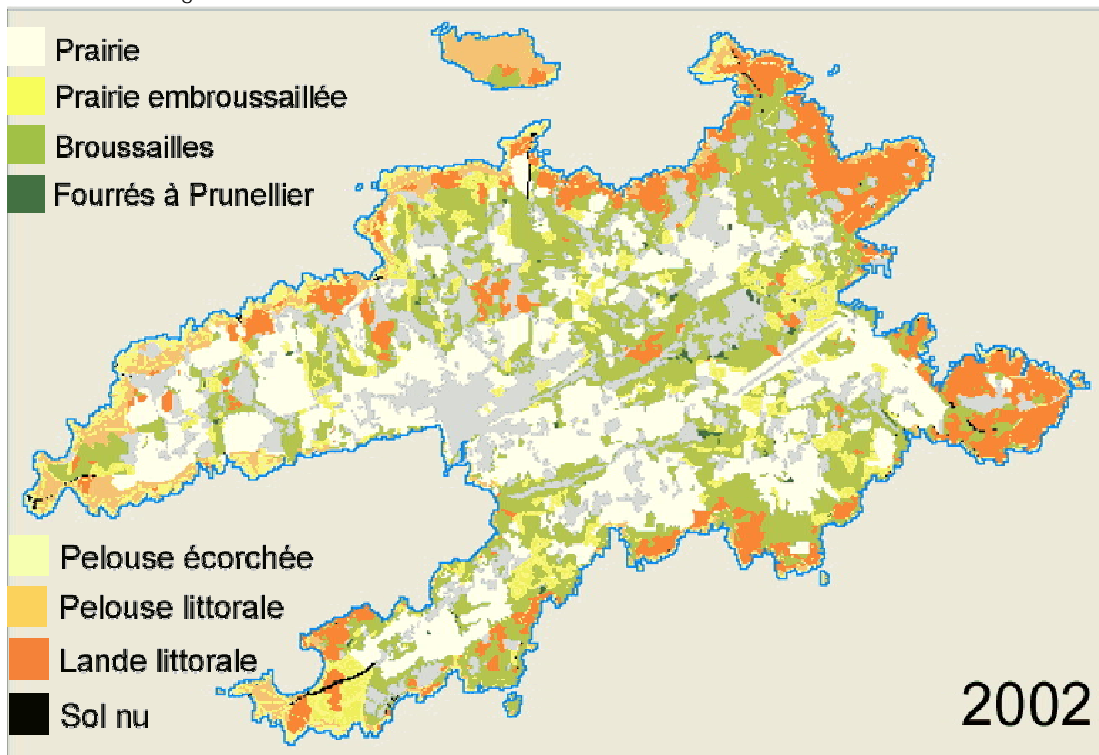
¹¹⁷ L'UGB est l'Unité Gros Bovin utilisée comme unité d'équivalence pour calculer les pressions de pâturage respectives des différentes espèces du cheptel et ainsi pouvoir les agréger. L'indice 1 correspond à la pression exercée par un cheval ou une vache limousine. En moyenne, il faut un hectare pour une unité gros bovin. Au-dessus, la capacité de charge est théoriquement dépassée. Mais les conditions climatiques d'Ouessant font que cette capacité semble plus importante.

Figure 14 : Evolution de la pression de pâturage sur l'île.



Source : Kerbiriou et al., soumis

Carte 1 : La végétation sur l'île d'Ouessant en 2002.



Source : Françoise Gourmelon, Frédéric Bioret, Christian Kerbiriou et Mathias Rouan

Les conséquences de cette dynamique d'enrichissement sur la biodiversité au cours des cinquante dernières années sont cependant difficiles à évaluer. En effet, si l'on souhaite mesurer l'évolution de la biodiversité faunistique à partir de la richesse spécifique – en

utilisant comme proxy celle de l'avifaune (seul taxon bien représenté sur l'île) –, il s'avère que la courbe est très positive (tableau 18, figure 15). Cela est dû à l'accroissement de l'hétérogénéité des habitats liée au développement de la friche. On observe le même phénomène en ce qui concerne la biodiversité floristique. Ainsi, d'un point de vue botanique, l'enfrichement a permis un accroissement de la richesse spécifique sur l'ensemble de l'île (tableau 19).

Tableau 18 : Espèces d'oiseaux nicheurs entre 1900 et 2002 sur l'île d'Ouessant¹¹⁸.

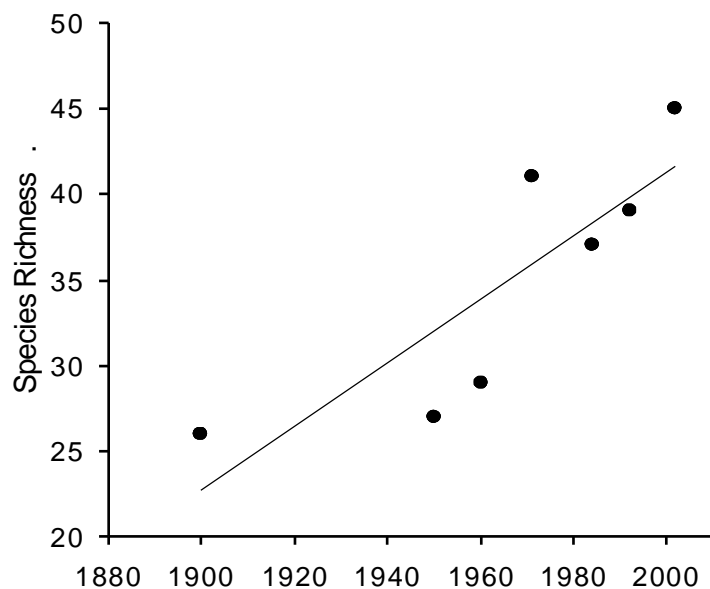
Espèces d'oiseaux (1 = présente, 0 = absente)	1900	1950	1960	1971	1984	1992	2002
Coucou gris	1	1	1	1	1	1	1
Martinet noir	1	1	1	1	1	1	1
Faucon crécerelle	1	1	1	1	1	1	1
Hirondelle de fenêtre	1	1	1	1	1	1	1
Hirondelle rustique	1	1	1	1	1	1	1
Pipit farlouse	1	1	1	1	1	1	1
Alouette des champs	1	1	1	1	1	1	1
Troglodyte	1	1	1	1	1	1	1
Accenteur mouchet	1	1	1	1	1	1	1
Pipit maritime	1	1	1	1	1	1	1
Traquet pâtre	1	1	1	1	1	1	1
Traquet motteux	1	1	1	1	1	1	1
Fauvette pitchou	1	1	1	1	1	1	1
Fauvette grisette	1	1	1	1	1	1	1
Crave à bec rouge	1	1	1	1	1	1	1
Grand corbeau	1	1	1	1	1	1	1
Moineau domestique	1	1	1	1	1	1	1
Linotte mélodieuse	1	1	1	1	1	1	1
Bergeronnette grise	1	0	0	0	0	0	0
Faucon pèlerin	1	0	0	0	0	0	0
Cochevis huppé	1	0	0	0	0	0	0
Caille des blés	1	1	0	0	0	0	0
Buzard cendré	1	1	1	0	0	0	0
Bruant jaune	1	1	1	1	0	0	0
Bruant proyer	1	1	1	1	0	0	0
Bergeronnette printanière	1	1	1	1	0	0	0
Pic épeiche	0	1	0	0	0	0	0
Hirondelle de rivage	0	0	0	1	0	0	0
Cisticole des joncs	0	0	0	1	1	0	1
Locustelle tacheté	0	0	1	1	0	0	1
Pie bavarde	0	1	0	0	0	0	0
Rousserolle effarvate	0	1	1	1	1	1	1
Merle noir	0	1	1	1	1	1	1

¹¹⁸ Les espèces qui ont toujours été présentes sur l'île entre 1900 et 2002, sont en gris foncé ; les espèces qui ont disparu, en gris clair ; les espèces qui sont apparues et ont disparu, en rayé et les espèces qui sont apparues et se sont maintenues sur l'île, en treillis.

Grive musicienne	0	0	1	1	1	1	1
Etourneau sansonnet	0	0	1	1	1	1	1
Mésange charbonnière	0	0	1	1	1	1	1
Bouvreuil	0	0	1	1	1	1	1
Poule d'eau	0	0	0	1	1	1	1
Pigeon ramier	0	0	0	1	1	1	1
Rougegorge	0	0	0	1	1	1	1
Phragmite des joncs	0	0	0	1	1	1	1
Pouillot fitis	0	0	0	1	1	1	1
Tourterelle turque	0	0	0	1	1	1	1
Chardonneret	0	0	0	1	1	1	1
Verdier	0	0	0	1	1	1	1
Corneille noire	0	0	0	1	1	1	1
Fauvette des jardins	0	0	0	1	1	1	1
Pouillot véloce	0	0	0	1	1	1	1
Fauvette à tête noire	0	0	0	0	1	1	1
Epervier d'Europe	0	0	0	0	0	1	1
Pinson des arbres	0	0	0	0	0	1	1
Buzard des roseaux	0	0	0	0	0	1	1
Râle d'eau	0	0	0	0	0	0	1
Hibou moyen duc	0	0	0	0	0	0	1
Mésange à longue queue	0	0	0	0	0	0	1
Bouscarle de cetti	0	0	0	0	0	0	1
Richesse spécifique	26	27	29	41	37	39	45

Source : Kerbiriou et al., soumis

Figure 15 : Evolution de la richesse spécifique dans le taxon oiseaux depuis une centaine d'années sur l'île d'Ouessant.



Source : Kerbiriou et al., soumis

Tableau 19 : La richesse spécifique floristique en fonction des différentes étapes d'enrichissement.

Habitat	Situation initiale		Situation transitoire	Situation finale
	Prairies littorales	Pâtures	Prairies colonisées par des ronces et des fougères	Broussailles
Richesse spécifique moyenne	13.7 ± 0.1 SE	13.1 ± 0.9 SE	14.8 ± 1.0 SE	10.1 ± 0.6 SE
Nombre d'études	47	15	25	54

Source : Kerbiriou et al., soumis

La fragmentation des habitats ouverts sur l'île a ainsi conduit à la réduction de certaines populations telles que l'alouette des champs ou le crabe à bec rouge et à la disparition de nombreuses espèces inféodées à des espaces ouverts mais, par un effet d'assurance spatiale liée à la connectivité des écosystèmes (Loreau et al., 2003), il y a eu plus d'espèces à apparaître qu'à disparaître.

Cependant, il est possible de considérer que cette situation est simplement une situation transitoire qui fait peser des risques importants sur la biodiversité de l'île. En effet, les dynamiques écologiques en jeu sont liées à des paramètres lents et rapides (Levin, 1998). Ainsi, les champs cultivés se sont transformés en prairies après seulement deux ou trois ans, mais la disparition des populations de granivores telles que le bruant jaune ou le bruant proyer a pris une dizaine d'années du fait de la résilience de ces populations. C'est pourquoi la résilience de l'ensemble de la biodiversité liée aux habitats ouverts de l'île est aujourd'hui vraisemblablement en cours d'érosion et il est possible que des effondrements de population aient lieu dans un futur proche. Par ailleurs, la friche qui couvre aujourd'hui presque 50 % de l'île est elle-même relativement pauvre en espèces – largement dominée par les fougères et les ronces (tableau 19).

Si l'on reprend la théorie des cycles adaptatifs, on se trouverait ainsi dans une phase de conservation (Gunderson et Holling, 2002) qui pourrait être suivie par une phase d'effondrement de la biodiversité animale et végétale (Pimm et Harvey, 2001). C'est en tout cas ce que laisse penser le discours des scientifiques et des gestionnaires, qui est de nature alarmiste, lorsqu'on aborde la question de la biodiversité sur l'île (Gourmelon et al., 1995, 2001).

Cette inquiétude est évidemment liée à une anticipation des effets néfastes possibles de la friche sur la biodiversité mais aussi à la nature des risques en question. En effet, si l'on regarde de manière plus fine la liste des espèces d'oiseaux apparues et disparues (tableaux 18

et 20), il s'avère que les espèces apparues sont des espèces généralistes relativement communes (rouge-gorge, tourterelle turque, verdier, corneille noire), tandis que les espèces disparues sont des espèces spécialistes relativement rares¹¹⁹ (cochevis huppé, caille des blés, bruant proyer).

Tableau 20 : Evolution de la richesse spécifique aviaire et du nombre d'espèces rares¹²⁰.

Années	Nombre d'espèces « rares »	Richesse spécifique
1900	22	27
1960	17	30
2002	14	46

Or, les biologistes de la conservation et les gestionnaires de parc sont de manière générale beaucoup plus intéressés par les espèces rares et spécialistes que par les espèces communes et généralistes (Tucker et Heath, 1995). Cet intérêt est lié à un principe objectif (« tout ce qui est rare a de la valeur ») mais aussi à des éléments qui sont beaucoup plus pragmatiques.

En effet, la création d'un espace protégé, son financement et les emplois qu'il implique, sont liés aux caractéristiques exceptionnelles d'un site qui sont largement fonction des espèces qui le peuplent. Si ces espèces deviennent de plus en plus communes, l'intérêt patrimonial de cet espace devient moindre. Et, s'il est difficile d'imaginer qu'un espace protégé puisse être déclassé, il peut en revanche mobiliser moins de fonds et attirer moins de monde.

C'est pourquoi perdre des espèces rares, c'est aussi perdre des financements potentiels et une certaine attractivité pour un parc ou une réserve naturelle¹²¹. Dès lors, la biodiversité va souvent être évaluée non pas à partir d'un critère de diversité spécifique mais d'abondance d'espèces rares.

Partant de ce constat, deux approches s'opposent en ce qui concerne la gestion des capacités adaptatives de la biodiversité de l'île.

La première vise à dire que cette dynamique est naturelle et qu'il n'y a donc rien à faire. Les processus évolutifs et les cycles adaptatifs vont se réorganiser petit à petit et il faut laisser la

¹¹⁹ Pour plus de précisions sur les espèces spécialistes et généralistes, voir la section sur les indicateurs de biodiversité composite.

¹²⁰ Selon les critères de conservation européens et la liste de l'annexe 1 de la directive sur la conservation des oiseaux.

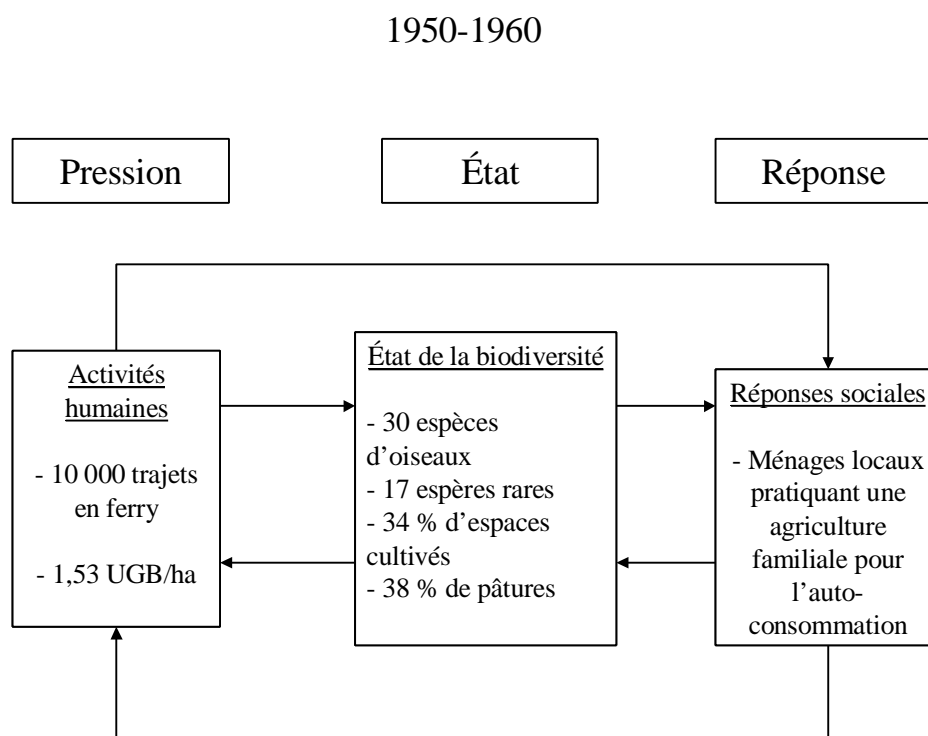
¹²¹ Evidemment, la mobilisation de fonds dans le domaine de la conservation est aussi liée à des critères moins objectifs que la valeur patrimoniale des espèces qui peuplent un espace (rapports de force, réseaux...).

nature faire son œuvre. Cette position se tient d'un point de vue évolutionniste mais elle n'est pas forcément pertinente pour la question sociale à laquelle renvoie la biodiversité sur l'île.

La seconde est de nature interventionniste. Elle se fixe pour objectif de conserver un certain niveau d'hétérogénéité du paysage pour que le système conserve une certaine diversité fonctionnelle. C'est la seconde option qui domine aujourd'hui. Cependant, les arbitrages pour savoir quel est le bon degré d'hétérogénéité sont délicats.

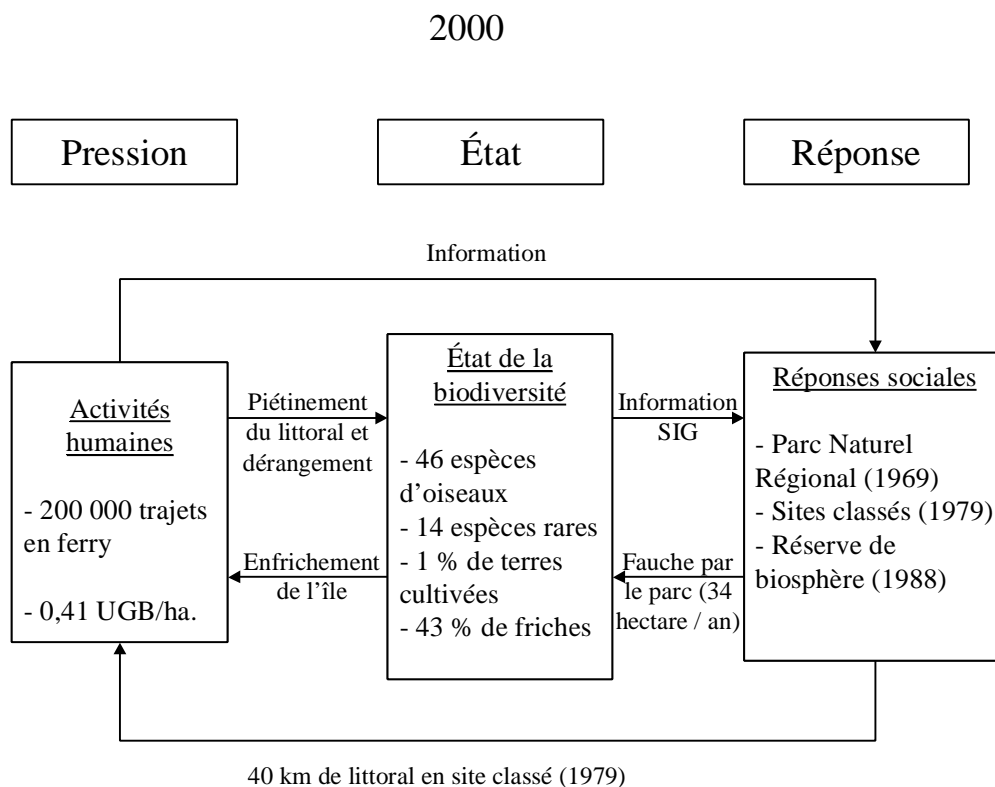
Si l'on reprend les indicateurs PER que nous avons évoqués plus haut pour évaluer les interactions société-nature, il serait théoriquement possible de piloter le système à partir des indicateurs que nous avons identifiés pour l'île (figures 16 et 17).

Figure 16 : Indicateurs pression-état-réponse pour l'île d'Ouessant dans les années 50.



Source : Levrel et al., soumis-b

Figure 17 : Indicateurs pression-état-réponse pour l'île d'Ouessant en 2002.



Source : Levrel et al., soumis-b

Le problème est que les liens entre les pressions anthropiques et les dynamiques de la biodiversité ne sont pas aussi simples et mécaniques.

Tout d'abord, les touristes ont certes un effet négatif par les dérangements et les dégradations des habitats qu'ils induisent mais ils ont aussi un effet positif car leur piétinement permet de maintenir des chemins sur lesquels une pelouse rase subsiste. Or, cette pelouse rase représente un habitat favorable pour toute les espèces inféodées aux espaces ouverts (Kerbiriou et al., soumis). La demande pour le ragoût à la motte, par l'étrépage qu'elle engendre indirectement, contribue aussi à maintenir des habitats ouverts.

Un autre élément positif lié au tourisme est qu'il participe au maintien d'une population relativement importante sur l'île grâce aux emplois qu'il fournit indirectement et aux services qu'il génère. Or, c'est parmi cette population de résidents principaux que des pratiques agropastorales peuvent continuer à exister.

Ensuite, lorsque les touristes prennent le ferry, ils paient une taxe de transport – la « taxe Barnier » – qui est directement perçue par le parc naturel pour qu'il puisse mettre en place des mesures de conservation. Les revenus issus de cette taxe ont permis de créer des emplois et

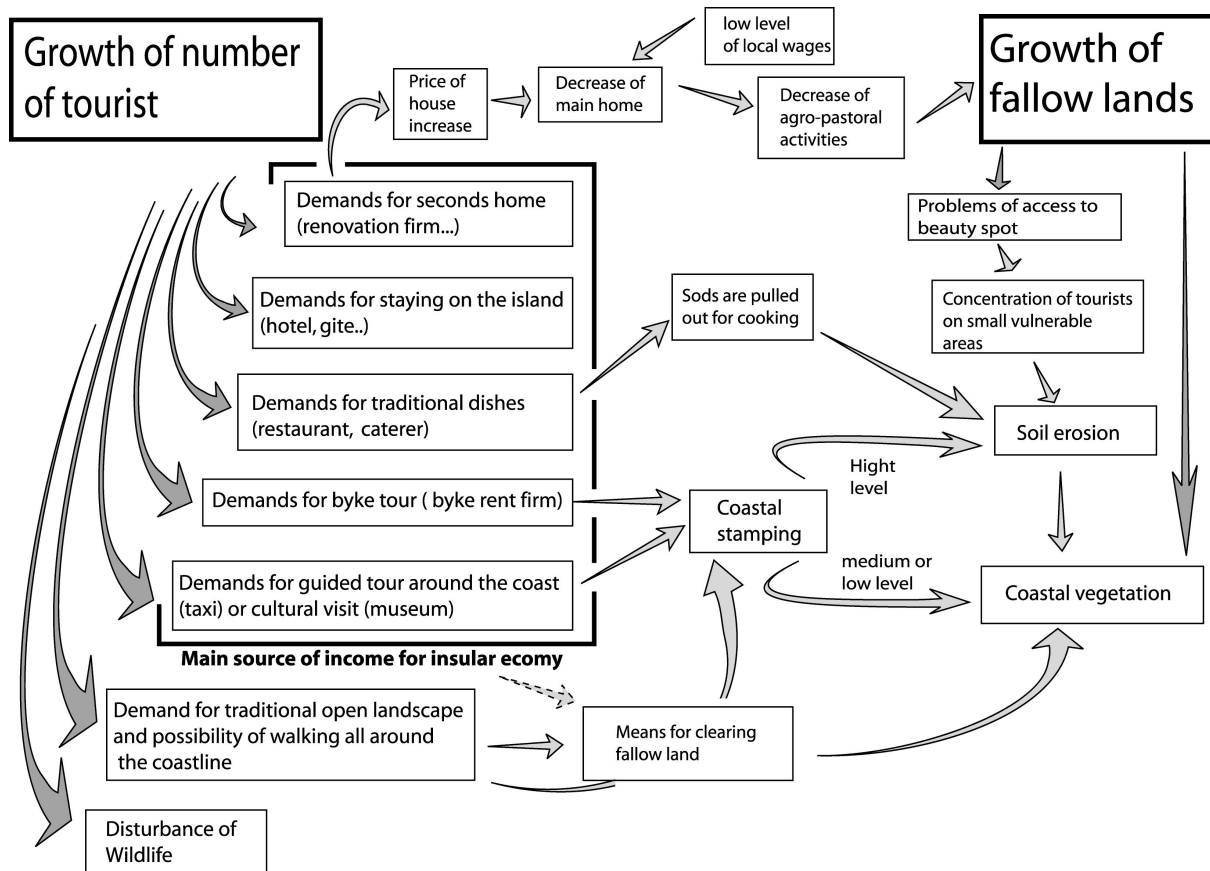
d'acheter du matériel agricole pour entretenir les habitats ouverts sur l'île – notamment grâce à une fauche régulière.

Une autre interaction est que la friche, en créant des problèmes d'accès aux espaces côtiers, concentre le piétinement et ses effets négatifs sur de petits espaces, ce qui peut être considéré comme une bonne ou une mauvaise chose selon les opinions.

Le boom touristique et l'accroissement de la demande pour des logements sur l'île ont, par ailleurs, conduit à une explosion des prix de l'immobilier (+ 92 % entre 1995 et 2002) (Buhot, 2004). Cette augmentation rend l'accès à la propriété de plus en plus difficile pour les habitants de l'île qui n'héritent pas directement d'une maison. C'est pourquoi le ratio entre résidences principales et résidences secondaires ne cesse de baisser. Or, pour pouvoir avoir des pratiques agro-pastorales, il faut habiter sur l'île à l'année.

Tout cela explique pourquoi ce qui peut être considéré initialement comme de simples pressions anthropiques s'avère finalement être une question complexe impliquant de nombreuses interactions (figure 18).

Figure 18 : Les interactions entre l'accroissement du tourisme et l'accroissement de la friche.



Source : Kerbiriou et al., soumis

Un autre problème dans les indicateurs que propose le modèle PER, concerne les réponses sociales. En effet, bien qu'il existe de nombreuses mesures traditionnelles de conservation liées à des restrictions d'accès et d'usage (PNR, Réserve de Biosphère, Sites Classés...), ces dernières ne permettent pas de faire face au réel enjeu de conservation de la biodiversité¹²². Par ailleurs, les fauches réalisées par le parc ne pourront avoir un sens que si elles sont relayées par des pratiques agro-pastorales, sans quoi le maintien des habitats ouverts sera largement artificiel, coûteux et difficile à pérenniser.

C'est pourquoi il est nécessaire de proposer de nouvelles réponses telles que la mise en place d'un éco-label pour les élevages ouessantins ou des mesures agro-environnementales. Il faut cependant que ces réponses soient le résultat d'un débat public local transparent pour qu'elles aient une chance d'être efficaces. Ainsi, la question des réponses est fondamentalement liée à un processus de négociation qui conduira non pas à adopter les meilleurs indicateurs de réponse mais ceux qui auront été fondés sur un compromis entre des objectifs économiques, sociaux et écologiques souvent opposés.

Le modèle PER n'apparaît pas véritablement adapté à des problématiques de conservation locales dont l'origine est liée à de nombreuses interactions société-nature biens documentées et qui nécessitent de réaliser des choix de nature politique. Dans un contexte de gestion locale, le modèle PER conduit ainsi à une trop grande simplification des interactions.

Partant de ce constat, il vaut mieux réaliser un diagnostic des interactions société-nature locales en analysant l'histoire des acteurs et leur perception des dynamiques écologiques en cours.

b- Perceptions des dynamiques et coûts de transaction sur l'île

La perception des acteurs concernant la friche peut offrir des informations à partir desquelles il sera plus aisé de mettre en place des indicateurs d'interactions pertinents.

Un premier point à souligner est que, à mesure que les terres agricoles perdaient leur statut de ressources et que la friche prenait de l'ampleur, les habitats ouverts gagnaient de plus en plus un statut de ressources rares à conserver pour de nombreuses communautés de pratique.

¹²² Les mesures réglementaires ont même pu avoir des effets contre-productifs pour la conservation de la biodiversité en incitant les ouessantins à ne pas entretenir des parcelles situées dans les sites classés puisque leurs droits d'usage sur ces parcelles était de toute façon réduit.

Pour les naturalistes et les gestionnaires du parc, la dynamique d'enfrichement crée une menace pour la biodiversité locale en conduisant à une homogénéisation des habitats, à une uniformisation de la biodiversité et à la disparition d'espèces emblématiques comme le crabe à bec rouge.

Pour les chasseurs, l'enfrichement crée le risque de voir disparaître certaines espèces cynégétiques – comme ce fut le cas pour la caille des blés – mais également celui de rendre impossible l'accès aux zones de chasse.

Pour les éleveurs, la friche est à l'origine de maladies pour les bêtes qui attrapent des vers et aussi une menace pour le maintien de pâtures de qualité sur l'île.

Pour les habitants de l'île enfin, l'enfrichement est synonyme de perte de patrimoine culturel. En effet, pour la plupart des habitants d'Ouessant, le paysage traditionnel de l'île est toujours celui qu'ils ont connu dans leur jeunesse c'est-à-dire un paysage ouvert avec une herbe très rase, parsemé de petit murets de pierre.

Les touristes et les résidents secondaires se sentent quant à eux beaucoup moins concernés par la dynamique d'enfrichement dont ils ont connaissance mais qui, en majorité, ne leur pose pas de problème particulier (Bellec, 2005).

Les différents acteurs que nous venons de lister représentent autant de communautés de pratique sur l'île. Il semble cependant qu'ils représentent aussi potentiellement une communauté d'intérêt autour de la gestion de la friche puisqu'ils ont tous la même perception négative de cette dynamique – à l'exception des acteurs extérieurs qui sont plutôt neutres. Le problème est qu'il existe d'importants coûts de transaction entre ces différentes communautés de pratique, ce qui les empêche de former une véritable communauté d'intérêt ayant pour objectif d'entreprendre une gestion collective de la friche.

Pendant des siècles, les coûts de transaction ont probablement été relativement faibles sur l'île d'Ouessant (North, 1999 ; Péron, 1997) :

- Premièrement, parce que les habitants de l'île partageaient une représentation commune du monde fondée sur des expériences de vie collective, une histoire sociale enclavée et de faibles inégalités sociales.

- Deuxièmement, parce que la forte densité de population et le faible niveau de ressources disponibles étaient à l'origine de fortes interdépendances entre les habitants et nécessitaient de mettre en place des règles d'accès et d'usage strictes, de manière à organiser le système société-nature et à le rendre viable pour tous. La bonne application de ces règles était une

condition sine qua non à la survie du système. C'est pourquoi elles étaient contrôlées de manière endogène grâce à des sanctions sociales fortes en cas de non-respect.

- Troisièmement, parce que les asymétries d'information étaient forcément limitées dans cette petite île où les relations sociales se construisaient autour d'un ensemble d'activités interdépendantes – moutons en vaine pâture, récoltes en groupe, utilisation de moulins collectifs, système de troc...

- Quatrièmement, parce que l'importance de la religion, dans une île habituée à perdre beaucoup d'hommes en mer, a permis de créer des conditions culturelles favorables au respect des règles coutumières et fait de l'homme d'église un médiateur naturel dans les situations de crise.

Ces différents éléments expliquent pourquoi la société ouessantine bénéficiait d'un niveau de capital social élevé (Pretty, 2003) qui garantissait la viabilité du système d'interactions société-nature ouessantine en limitant notamment les comportements de passager clandestin. Ainsi, même si la forte densité de population a sûrement été à l'origine de conflits importants, les coûts de transaction sont forcément restés faibles car les habitants de l'île avaient intérêt à ce qu'ils le restent.

Cependant, les changements importants que nous avons décrits plus haut et qui ont commencé à se manifester dans la première moitié du XX^{ème} siècle, pour ne révéler pleinement leur dynamique qu'au moment de l'après-guerre, ont bouleversé cette situation.

Un élément qui a fortement contribué à réduire le capital social de l'île est l'explosion du nombre de touristes et la présence toujours plus forte des résidents secondaires par rapport aux résidents principaux. Ce phénomène crée en effet de nombreux changements dans le système social de l'île.

Un premier changement est que les activités touristiques génèrent de grosses inégalités sociales dans une île où les salaires moyens sont de l'ordre du SMIC. Un problème important concerne le prix des maisons qui a augmenté de 92 % entre 1995 et 2002 (Buhot, 2004). En effet, dans ces conditions, la coutume selon laquelle on ne vend qu'aux Ouessantins, ne tient pas longtemps face à la différence entre les prix proposés par les îliens et ceux proposés par les « étrangers ». Par ailleurs, les revenus tirés du tourisme ont créé des inégalités entre ceux qui ont su utiliser ce filon et les autres habitants de l'île.

Un deuxième changement est lié au fait que les résidents secondaires n'ont pas du tout les mêmes représentations du monde que les Ouessantins. Ils n'appartiennent pas aux mêmes catégories sociales, n'ont pas les mêmes activités, pas les mêmes niveaux de revenu, ni les

mêmes centres d'intérêt. Les occasions de rencontre et de discussion sont par ailleurs limitées. Dans ces conditions, les perceptions que ces communautés ont les unes des autres sont souvent fondées sur des lieux communs et le rejet (Levrel, 2004 ; Bellec, 2005).

Un élément qui peut apparaître anecdotique mais qui est très souvent évoqué par les Ouessantins (Levrel, 2004) est que les touristes ne tiennent pas leurs chiens en laisse et que ces derniers courent après les moutons, ce qui crée des accidents. A cela s'ajoute que les moutons en vaine pâture sont souvent renversés par des voitures de résidents secondaires qui ne sont pas habitués à conduire en tenant compte de ce « paramètre aléatoire ». Cela conduit les propriétaires de moutons à mettre de plus en plus leurs bêtes dans des enclos et à abandonner la vaine pâture et l'usage du piquet pendant la période d'attache, deux pratiques traditionnelles sur l'île qui sont très appréciées par la population.

Mais au-delà de l'impact du tourisme, la principale source de réduction du capital social est que les habitants de l'île ne sont plus dépendants les uns des autres comme ils l'étaient autrefois, que les règles d'accès et d'usage sont devenues totalement inadaptées aux enjeux socio-économiques actuels et qu'il n'existe plus de médiateurs naturels pour réguler les conflits. Nous allons revenir sur ces différents points à partir de la question qui nous intéresse : celle de l'enfrichement.

L'enfrichement de l'île d'Ouessant et l'abandon des pratiques agro-pastorales ont pour origine une incapacité à réduire les coûts de transaction nécessaires à la réorganisation collective de ce secteur d'activité.

En effet, des solutions ont été adoptées entre les années 60 et les années 80 pour réorganiser les activités agricoles sur l'île : mise en place de subventions, défrichement, création de terres agricoles (40 hectares), projet de création d'une coopérative agricole pour l'élevage de brebis, mise en place d'un Groupement Agricole d'Exploitation en Commun (GAEC) (Brigand et Boulestreau, 1995). Toutes ces innovations ont échoué pour plusieurs raisons.

Un premier problème est la taille des parcelles. Sur Ouessant, la taille moyenne des parcelles est de 300 m², ce qui pose un gros problème pour réorganiser les activités agricoles. Les terrains agricoles couvrent bien 40 hectares mais ils sont dispersés sur l'ensemble de l'île ce qui les rend relativement inutilisables.

Ce qui pose un plus gros problème encore, c'est que ces parcelles peuvent avoir plus de cent propriétaires souvent inconnus (Levrel, 2004). Ceci est lié au fait que les procédures de succession n'ont souvent pas été réalisées pendant deux ou trois générations car elles étaient

trop coûteuses à mettre en oeuvre pour des gains très limités. Tout cela est évidemment très désincitatif pour un acquéreur potentiel puisque les coûts de transaction pour acheter une parcelle deviennent vite prohibitifs – il faut notamment retrouver tous les propriétaires et régler l'ensemble des droits de successions avant de pouvoir acheter une parcelle.

C'est pourquoi il existe de fait, une situation d'accès libre sur l'île. En effet, dans une situation où la plupart des propriétaires d'une parcelle sont souvent inconnus et/ou très éloignés, la propriété n'est ni individuelle, ni commune. Cette situation d'accès libre a malgré tout une propriété particulière qui est que des propriétaires peuvent apparaître de temps en temps. En effet, le flou qui entoure la propriété des parcelles n'empêche pas certaines personnes habitant l'île de se manifester lorsqu'elles considèrent que leurs intérêts sont compromis par l'accaparement d'une parcelle pour un usage spécifique ou par des politiques publiques de protection du littoral. Ces personnes se disent alors représentantes des propriétaires absents et jouent un rôle très important, en tant que facteur bloquant. La principale motivation qui pousse des personnes à se faire connaître de manière ponctuelle en tant que propriétaire est la peur que des éleveurs s'approprient leurs terres.

En effet, dans une situation de quasi-accès libre et de contexte paysager d'enfrichement perçu de manière très négative par les riverains, la fauche d'une parcelle enfrichée est devenue un nouveau principe de légitimité pour obtenir un droit d'usage et d'accès tacite sur cette dernière. Ainsi, en nettoyant la parcelle, l'éleveur la valorise et s'octroie un droit par l'investissement réalisé sous forme de travail, en ayant fauché la parcelle. Cette appropriation sera d'autant plus forte si l'éleveur utilise des enclos pour mettre ses bêtes sur ces parcelles. Ces dynamiques d'appropriation sont à l'origine de nombreux conflits sur l'île.

La dernière cause de l'échec des projets de réorganisation est le manque de réalisme par rapport aux contraintes écologiques et sociales de l'île. Ainsi, la relance agricole des années 80 concernait la culture du maïs. Or, le maïs n'est pas du tout adapté à la structure des sols ouessantins et ne correspond pas aux traditions ouessantines. C'est pourquoi la population n'a jamais accepté cette culture et n'a rien fait pour faciliter le travail de l'agriculteur.

En fait, les Ouessantins ne sont attachés qu'à une seule pratique agricole : l'élevage de moutons. En effet, le mouton est l'emblème de la commune et le symbole de l'île. Cet attachement est à relier avec des pratiques traditionnelles originales : la vaine pâture (de août à février) et l'attache au piquet (de février à août). Le problème est que cette pratique est une source de blocage importante pour réorganiser les activités d'élevage sur l'île.

En effet, la forte dimension symbolique de cette activité n'a pas facilité sa réorganisation et a conduit par exemple à une levée de boucliers lorsqu'il a été envisagé de mettre en place une

coopérative agricole autour de l'élevage de brebis¹²³. Cependant, si les blocages furent insurmontables entre les années 60 et les années 80, c'est beaucoup moins le cas depuis quelques années.

c- Comment des nouveaux éleveurs ont su réduire les coûts de transaction en vue de réorganiser les pratiques agro-pastorales sur l'île

Si les blocages concernant la réorganisation des pratiques agro-pastorales ont diminué, cela s'explique de deux manières.

Comme nous l'avons déjà dit, la première raison est que le nombre de moutons a fortement baissé (600 moutons aujourd'hui) et que les intérêts particuliers associés à cet élevage sont aujourd'hui beaucoup moins importants.

La deuxième explication est qu'un autre élément est devenu, symboliquement, presque aussi important que le mouton ces dernières années sur l'île : la fermeture du milieu.

Ceci explique pourquoi des conflits de représentation sont apparus. En effet, pour de nombreux habitants, il apparaît aujourd'hui plus important de lutter contre la friche que de protéger les pratiques agricoles traditionnelles liées aux moutons (Levrel, 2004).

Ce changement des mentalités a permis à deux nouveaux élevages d'émerger ces dernières années : un élevage domestique de chèvres et un élevage commercial de vaches à viande¹²⁴.

En quelques années, le nombre de chèvres a très vite augmenté pour atteindre une centaine de bêtes. Elles sont réparties parmi une cinquantaine de propriétaires. Ces derniers mettent les chèvres dans les fourrés pour qu'elles puissent limiter l'avancée de la friche. L'élevage de chèvres repose sur les mêmes pratiques que celui des moutons mais, pendant la vaine pâture, les chèvres sont regroupées sur une pointe dont l'accès est contrôlé par les propriétaires de manière à ce qu'elles ne fassent pas de dégâts.

L'élevage de vaches a, quant à lui, pour objectif de produire de la viande pour le marché local. Le cheptel est composé d'une soixantaine de bêtes. Il y a un seul propriétaire. Comme il

¹²³ Cependant, au-delà des arguments « traditionalistes », il existe aussi des motifs économiques. Ainsi, il existe un petit marché de viande de moutons ouessantins. Cette viande est vendue aux résidents et génère des revenus non négligeables dans une île où le salaire moyen est le SMIC. Personne ne souhaite voir disparaître ce petit marché et la création d'une coopérative dans les années 60 représentait une menace pour celui-ci (Levrel, 2004).

¹²⁴ En réalité, ces types d'élevage ne sont pas nouveaux mais renvoient à de nouvelles pratiques. En effet, il y avait encore 80 vaches sur l'île en 1965 (il n'en restait aucune en 1976) mais elles avaient un usage domestique (une vache par famille pour avoir du lait). D'autre part, il y a toujours eu quelques chèvres mais leur nombre était très faible et elles n'ont jamais eu la fonction de « débroussailleuses » qu'elles ont aujourd'hui.

n'y a pas d'abattoir à Ouessant, l'exploitant envoie ses bêtes sur le continent pour les faire abattre et fait ensuite revenir la viande sur l'île. Il vend sa viande sous forme de barquettes de 10 kg à 100 euros¹²⁵. L'éleveur de vaches maintient toujours ses bêtes en enclos.

Le lancement de ces nouveaux élevages a été à l'origine de nombreux conflits dont l'intensité a été fonction de l'origine des personnes qui avaient lancé ces nouveaux élevages, des pratiques associées à l'élevage en question et de la localisation des bêtes.

Le plus critiqué fut l'éleveur de vaches. Tout d'abord parce qu'il n'est pas originaire d'Ouessant, même s'il y habite depuis de nombreuses années. Ensuite parce que ses pratiques agricoles ne sont pas en accord avec les pratiques traditionnelles en vigueur sur l'île. En effet, il utilise des enclos, des intrants et des machines. D'autre part, son troupeau est de grande taille et a une finalité commerciale. Ces éléments sont en opposition complète avec les pratiques d'élevage liées au mouton. Cependant, la principale source de conflits est qu'il défriche puis utilise des terres sans demander l'autorisation aux propriétaires des parcelles, du fait des problèmes fonciers que nous avons évoqués plus haut.

Il y a beaucoup moins de conflits avec les éleveurs de chèvres car leurs pratiques correspondent à celles des éleveurs de moutons. Les conflits sont d'autant moins importants que les personnes qui ont lancé l'élevage de chèvres sont des personnalités de l'île appartenant aux grandes familles locales.

Il existe cependant un point commun entre l'éleveur de vaches et les éleveurs de chèvres : le besoin qu'ils ont eu à un moment donné, de réduire les coûts de transaction sur l'île. En effet, si l'éleveur de vaches a pu poursuivre son activité, contrairement aux exploitants qui avaient tenté leur chance auparavant, c'est en premier lieu parce qu'il a su réduire les coûts de transaction qui créaient des frontières importantes entre lui et les autres acteurs de l'île. De la même manière, pour arriver à organiser les activités collectives liées au nouveau cheptel de chèvres, les éleveurs ont dû réduire les coûts de transaction qui existaient entre eux.

L'éleveur de vaches avait besoin de réduire ces coûts car, dans un contexte de polémique, il est nécessaire de pouvoir compter sur des appuis dans la population. Il avait ainsi besoin d'établir de bonnes relations avec les autres éleveurs mais aussi avec des représentants de propriétaires de parcelles. Pour mettre en place ces bonnes relations, il bénéficiait de plusieurs atouts (Levrel, 2004).

¹²⁵ A titre indicatif, le prix de la barquette est le même que celui qui est pratiqué dans les marchés sur le continent. Le surcoût lié au transport des bêtes et de la viande est compensé par la gratuité des terres sur l'île.

Tout d'abord, il a des moutons. Ainsi, il ne peut pas être défini uniquement comme un éleveur de vaches. Par ailleurs, pour son élevage de moutons, il respecte les pratiques coutumières.

Ensuite, il s'est rendu indispensable sur l'île en ayant un rôle essentiel aux yeux des autres éleveurs. En effet, il possède l'une des trois machines qui permet de débroussailler les parcelles des éleveurs de moutons. La deuxième machine appartient au principal éleveur de chèvres et la troisième au parc. Or, il est le seul à proposer un service de fauche pour les petits éleveurs. Ainsi, à chaque printemps, lui ou ses employés font la tournée des propriétaires de moutons pour nettoyer leurs parcelles, de manière à ce que leurs bêtes aient une bonne pâture. Ce service est payant et il est donc possible d'accorder quelques passe-droits. Cependant, un moyen moins coûteux pour nouer de bonnes relations avec les éleveurs est de passer tôt dans la saison. En effet, tous les éleveurs voudraient avoir une parcelle fauchée début juin mais l'éleveur de vaches a besoin de deux mois complets pour répondre à la demande sur l'île (Levrel, 2004). C'est pourquoi l'ordre de passage devient crucial. Être en froid avec lui, c'est prendre le risque, lorsqu'on est éleveur de moutons, de voir sa parcelle nettoyée en dernier.

Un autre élément important est qu'il rend de nombreux petits services gratuitement. A titre d'exemple, faire venir des professionnels du bâtiment sur l'île est extrêmement coûteux. Or, l'éleveur de vaches est aussi propriétaire d'une petite entreprise de construction. Dès lors, si quelqu'un a besoin d'outils pour faire un petit travail de réparation chez lui, c'est chez l'éleveur de vaches qu'il va pouvoir trouver et emprunter l'outil adéquat, à condition d'être en bons termes avec ce dernier.

Il rend par ailleurs des services collectifs. Ainsi, il est le président de l'association de chasseurs qui compte quatre-vingts membres et représente l'association la plus importante de l'île après l'association des anciens. Or, l'association des chasseurs a aussi besoin des machines de l'éleveur de vaches pour faire des saignées dans la friche et faciliter l'activité de chasse. Il bénéficie donc, là encore, d'un canal relationnel important. Il participe aussi activement au rabattage des moutons au moment de la foire aux moutons qui a lieu début février.

D'autre part, il vend sa viande directement aux particuliers. Comme la demande est plus importante que l'offre, il peut encore privilégier certaines personnes auxquelles il choisit de vendre ses barquettes de dix kilos, voire même en donner à quelqu'un lui ayant rendu un service.

Enfin, de nombreuses personnes apprécient sur l'île que l'éleveur de vaches ait participé à la « lutte » contre l'enfrichement, même s'il a mis des vaches sur les parcelles ensuite. En effet,

l'action de l'éleveur de vaches aurait permis de défricher presque 70 hectares sur l'île, c'est-à-dire à peu près autant que le parc (Levrel, 2004).

Tout cela fait que, même si cet éleveur n'est pas d'origine ouessantine, il fait partie des figures de l'île et a construit un ensemble de liens qui le rend relativement incontournable lorsqu'il est question de travailler sur la friche.

L'un des enseignements qu'il est possible de tirer de l'élevage de vaches, pour les promoteurs de projets agro-pastoraux sur l'île, est qu'il est possible de mettre en place un élevage commercial bénéficiant d'une image de qualité (élevé au grand air à Ouessant) et répondant aux contraintes de viabilité économique (après six années d'existence, l'exploitation est toujours là) si un certain nombre de coûts de transaction sont surmontés.

Ainsi, la mise en place d'un élevage de moutons à finalité commerciale pour l'île d'Ouessant serait envisageable. Mettre en place une telle activité serait d'autant plus facile qu'il est possible d'y adjoindre un label à partir du respect des pratiques traditionnelles, d'utiliser l'image d'Ouessant et de construire une filière de distribution sur le continent.

Les éleveurs de chèvres ont eu, eux aussi, à surmonter des coûts de transaction pour pouvoir organiser une activité collective autour de cet élevage. Cette organisation a été rendue nécessaire par le fait que les éleveurs de chèvres voulaient adopter les pratiques traditionnelles de l'île pour ce cheptel et que le nombre de chèvres ne cessait d'augmenter au début des années 2000. Or, la pratique de la vaine pâture pour les chèvres posait des problèmes importants du fait des risques de dégâts qu'elle créait. Pour réduire les coûts de transaction liés à la mise en place d'une telle organisation, plusieurs moyens ont été mobilisés.

Tout d'abord, l'initiative d'un regroupement des éleveurs a été prise par le principal éleveur de chèvres de l'île qui est une personnalité d'Ouessant. Ce dernier a proposé de laisser les chèvres sur la pointe de l'île (Penn Arland) où se trouve sa maison – très peu habitée et totalement enfrichée – pendant la période de vaine pâture et de surveiller l'accès à la pointe pour que les chèvres n'en sortent pas. Pour mettre en place le système de surveillance, un groupement de 40 éleveurs de chèvres a été créé en 2001 dont l'objectif est de contrôler l'accès à la pointe. 20 groupes de 2 personnes ont été mis en place et sont chargés de vérifier, à tour de rôle pendant une semaine, que les bêtes ne quittent pas le site de la pointe de Penn Arland.

Cette nouvelle pratique a été bien acceptée par les autres éleveurs car tous les propriétaires de chèvres possèdent des moutons. Ainsi, comme pour l'éleveur de vaches, ils ne peuvent être

qualifiés uniquement d'éleveurs de chèvres. Par ailleurs, ils fonctionnent sur le même principe que l'élevage de moutons.

En 2003, le groupement a créé une foire aux chèvres qui a lieu le dimanche juste avant la foire aux moutons. La foire aux chèvres est devenue depuis cette date un moment important de la vie ouessantine. En effet, il s'agit d'un événement haut en couleurs contrairement à la foire aux moutons qui est devenue en quelques années une attraction touristique qui n'intéresse plus vraiment les Ouessantins. Par ailleurs, la foire aux moutons est gérée par la municipalité tandis que la foire aux chèvres est gérée par le groupement d'éleveurs de chèvres, ce qui la rend plus sympathique aux yeux de la population¹²⁶.

Toutes les activités liées à l'élevage de chèvres ont ainsi permis de recréer des liens importants sur l'île et la foire aux chèvres est devenue une fête annuelle qui réunit beaucoup de monde. C'est pourquoi l'élevage de chèvres bénéficie d'un grand attrait aujourd'hui.

En 2005, le groupement s'est transformé en association de manière à faciliter la gestion des ressources financières et à rendre plus visibles les activités du groupement. L'association souhaite ainsi servir de relais pour évoquer les problèmes que connaissent les éleveurs sur l'île, comme celui des chiens qui ne sont pas tenus en laisse par exemple. Elle a aussi pour objectif de trouver un nouveau site pour mettre les bêtes en vaine pâture puisque la pointe occupée actuellement par les chèvres est en situation de saturation. Cette association souhaite enfin devenir un nouvel intermédiaire pour traiter de la question de l'enfrichement et des problèmes qui s'y rattachent comme le foncier ou l'organisation collective de l'élevage.

Il est clair aujourd'hui que l'association d'éleveurs de chèvres – notamment l'éleveur principal – et l'éleveur de vaches représentent les deux principaux acteurs de la lutte contre la friche sur l'île, avec le parc, car ils ont permis de relancer des débats et de réduire les coûts de transaction à propos de la question de l'enfrichement, même si les méthodes qu'ils ont utilisées sont totalement différentes. Dans les deux cas, ils ont cependant réussi à débloquent des situations et à défricher des parties importantes de l'île (une pointe de plusieurs dizaines d'hectares pour les éleveurs de chèvres et 70 hectares pour l'éleveur de vaches). Il s'agit là d'un exemple où des acteurs innovants ont été à l'origine de changements dans les dynamiques d'interaction société-nature et ont permis de créer les conditions nécessaires à l'émergence d'une gestion adaptative de la biodiversité sur l'île.

¹²⁶ Ceci est notamment lié au fait que l'argent collecté pendant la foire aux chèvres est utilisé pour gérer le problème de l'enfrichement sur l'île.

Cependant, de nombreux coûts de transaction subsistent avec d'autres communautés de pratique tels que le parc, les propriétaires fonciers ou la municipalité, pour former une véritable communauté d'intérêt autour de cette question.

Au centre d'une telle communauté doit se trouver le gestionnaire de la réserve de biosphère dont la fonction de médiateur le prédispose à lancer des dynamiques de concertation avec les différentes parties prenantes pour pouvoir mutualiser les efforts autour des questions qui lient les activités agricoles et la gestion de la friche. L'objectif du programme MAB-IFB est de fournir à la réserve de biosphère un outil de médiation pour faciliter un tel travail.

Section 2 : La co-construction d'un système multi-agents pour la mise en place d'indicateurs d'interactions

a- La co-construction d'un SMA pour réduire les coûts de transaction et créer une communauté d'intérêt autour de la question de l'enfrichement

Le projet MAB-IFB a pour objectif de mettre en place des outils d'accompagnement pour faciliter l'émergence de ce que nous avons appelé plus haut une gestion intégrée des ressources naturelle à propos de la question de la friche (Lal et al., 2002).

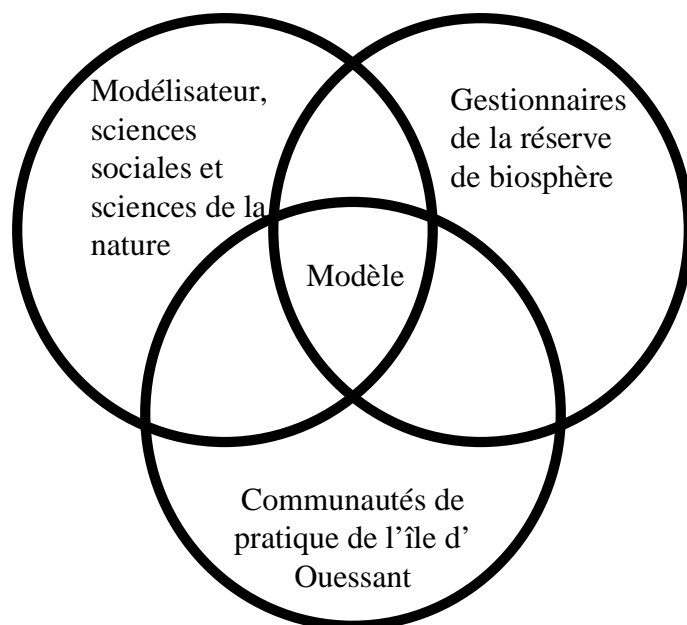
Plus précisément, « l'objectif est d'élaborer un outil de communication entre la population locale et les gestionnaires, un outil d'aide à la décision destiné à la commune et au PNRA, mais aussi un outil d'aide à la recherche » (Rouan, 2003, p.1).

Pour mettre en place un tel outil, il est nécessaire d'avoir recours à un processus de co-construction. Cependant, comme nous l'avons souligné, il existe plusieurs manières d'entendre le concept de co-construction.

Dans l'idéal de la démocratie technique tel que nous l'avons décrite, il serait nécessaire que les producteurs de l'outil, les utilisateurs et les intérêts généraux participent, dès le départ, au processus de co-construction – en accord avec le principe de normalisation que nous avons évoqué dans la section sur la modélisation d'accompagnement. Dans notre cas d'étude : les producteurs correspondent aux sciences sociales, aux sciences de la nature et aux modélisateurs qui s'intéressent à la question de la friche ; l'utilisateur est en premier lieu la réserve de biosphère et le PNRA ; les intérêts généraux sont l'ensemble des communautés de pratique concernées directement ou indirectement par la question de la friche (figure 19). Selon ce même principe, nous avons considéré que le nombre de producteurs et d'utilisateurs

devrait être le même tandis que le nombre de représentants des communautés de pratique devrait être le double.

Figure 19 : Composition du groupe de co-construction et établissement d'un modèle.



Cependant, pour des raisons d'organisation et d'efficacité du processus, il semble difficile de faire participer un grand nombre de représentants des communautés de pratique de l'île. Tout d'abord, car il serait impossible de réunir à chaque étape tous les représentants, compte tenu de leurs contraintes propres. Ensuite, car ces acteurs auraient sans doute peu de temps à consacrer à ce genre d'exercice.

C'est pourquoi le programme MAB-IFB a envisagé le processus de co-construction en trois étapes (figure 20).

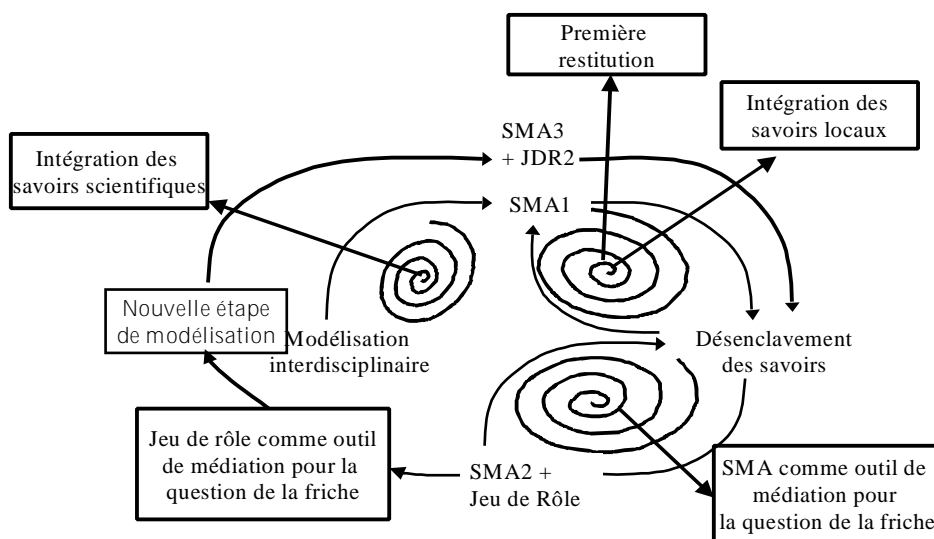
La première étape consiste à réunir une équipe interdisciplinaire pour construire une représentation simplifiée du système d'interactions société-nature. Il s'agit de mettre en place un premier modèle conceptuel qui va servir de base pour la suite du programme.

La seconde étape a pour objectif de réaliser des restitutions auprès des acteurs locaux et d'intégrer éventuellement des informations complémentaires dans le modèle en fonction des résultats obtenus, de manière à ce que ces modèles *fassent sens* pour ces acteurs.

La dernière étape consiste à construire un jeu de rôle à partir du modèle SMA de manière à ce que les acteurs locaux puissent jouer avec leur système dans le cadre de la question de

l'enrichissement. Nous ne traiterons pas cette question car cette phase n'est pas encore terminée.

Figure 20 : Les étapes du processus de co-construction.



Source : Michel Etienne.

La première étape du processus de co-construction est donc de constituer une équipe interdisciplinaire pour mettre en place un modèle conceptuel. Cette question de l'enrichissement est en effet bien une question interdisciplinaire. Elle intéresse l'écologie en tant que processus issu de dynamiques végétales, l'anthropologie car différentes perceptions de la friche existent, la sociologie car il existe des relations sociales à propos de la friche. Elle intéresse également l'économie à plusieurs titres. Tout d'abord, car ce processus est lié à une évolution de l'usage des services écosystémiques. Ensuite, car les évolutions d'usage à l'origine de ces dynamiques sont liées à un manque de capacité de réorganisation des activités agro-pastorales sur l'île. Cela nécessite de questionner notamment la manière dont il est possible de faire recouvrer le statut de ressources aux espaces agricoles. Enfin, car la question centrale, source de blocage, est le foncier.

Le groupe interdisciplinaire mis en place pour la co-construction du modèle était composé de deux écologues – un ornithologue et un écologue des plantes –, deux géographes, un modélisateur, une ethnologue, un économiste et un gestionnaire de la réserve de biosphère¹²⁷.

Les sessions de co-construction se sont étalées sur 2 ans. Il y a eu 6 réunions de 2 jours chacune. Elles ont été principalement animées par un médiateur externe : le chef du projet. C'est ce dernier qui a fixé les règles constitutives et régulatrices de co-construction pour les quatre réserves impliquées dans le projet. Ces règles de construction communes sont la base à partir de laquelle il est possible de comparer les modèles des réserves de biosphère entre eux. Elles offrent un système de standardisation procédural au programme. Ces règles sont apparues légitimes aux yeux des participants car elles ont été présentées comme les contraintes procédurales nécessaires à la mise en place d'un modèle véritablement interdisciplinaire.

Les *règles constitutives* représentent les principes de légitimité sur lesquels repose le modèle. Celles-ci s'inspirent des principes de la démocratie technique et de la modélisation d'accompagnement que nous avons évoqués plus haut (Etienne et Collectif ComMod, 2005). Ces règles sont fondées sur des principes éthiques qui renvoient à des critères de justice tels que la représentativité mais aussi à des principes scientifiques tels que la diversité des moyens de réfutation.

Les *règles régulatrices* se subdivisent quant à elles en deux catégories. La première catégorie de règles est liée aux contraintes techniques de l'outil utilisé. Il s'agit par exemple de la règle selon laquelle la modélisation sera centrée sur les agents ou de celle selon laquelle les possibilités de description seront limitées par les capacités techniques de l'outil. La seconde catégorie de règles concerne les règles à suivre pour réaliser le processus de co-construction. Ces règles ont pour objectifs d'organiser un processus par étapes et de formaliser simplement le système d'interactions société-nature, à partir d'une liste de questions précises¹²⁸ (Etienne et al., 2003 ; Rouan, 2003, p.2).

¹²⁷ Il est possible d'insister sur le fait que les gestionnaires sont donc sous-représentés dans ce groupe de travail par rapport aux scientifiques. Ce qui ne fut pas le cas dans toutes les réserves ayant participé au projet MAB-IFB. Ainsi, dans la Réserve de Biosphère des Vosges du Nord, ce sont les gestionnaires qui étaient majoritaires.

¹²⁸ Elles renvoient aux méthodes de Gestion Intégrée des Ressources Naturelles décrites dans la section 2 du chapitre 2.

Nous nous focalisons pour l'instant sur les règles régulatrices qui ont permis de lancer la première phase de la co-construction. :

1^{ère} étape : Les acteurs concernés directement ou indirectement par la friche (*diagramme de classes*) :

- Identifier les acteurs directs et indirects (qui n'ont pas un impact direct sur la ressource).
- Identifier les interactions entre les acteurs.
- Définir les entités de gestion des acteurs directs (qui renvoient généralement à des entités spatiales).

2^{nde} étape : Les ressources pour ces acteurs (*diagramme d'état/transition*) :

- Identifier les ressources.
- Définir leurs différents états ainsi que les dynamiques qui expliquent les transitions entre ces états.

3^{ème} étape : Les interactions entre les acteurs et leurs ressources (*schéma d'interactions*) :

- Identifier les interactions entre les acteurs et les ressources.
- Définir ces interactions à partir de verbes « parlants ».

4^{ème} étape : La description des entités retenues :

- Les comportements retenus (méthodes).
- Les critères de décision (attributs).

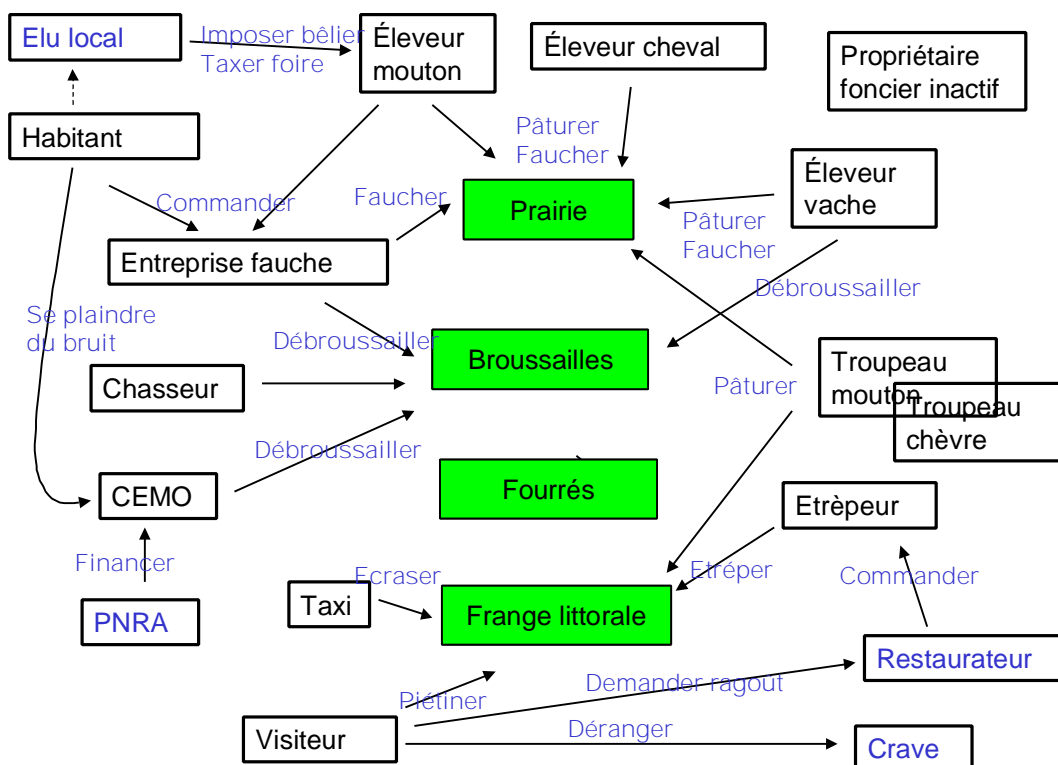
Pour réaliser les différentes étapes nécessaires au processus de co-construction, l'animateur a un rôle essentiel. Il détermine combien de temps il est possible de discuter sur un point précis, met fin à une discussion qui ne concerne pas directement ou indirectement le sujet et permet ainsi d'éviter les longues discussions intéressant certaines disciplines mais pas forcément utiles pour le projet. Il a aussi pour fonction d'adopter une position critique par rapport aux propositions qui sont faites.

L'objectif de cette première phase est de faire émerger des consensus en ce qui concerne les conventions sur lesquelles le modèle va reposer : agents à représenter, ressources renouvelables utilisées, origines directes et indirectes des dynamiques, comportements individuels, interactions sociales. Ces conventions concernent aussi des choses plus simples

comme les noms des entités retenues. Ainsi, concernant la végétation, de nombreux termes – broussailles, fougères, ronces, fourrés, friche, lande... – ont été utilisés pendant un certain temps sans que l'on sache véritablement à quoi ces classifications correspondaient.

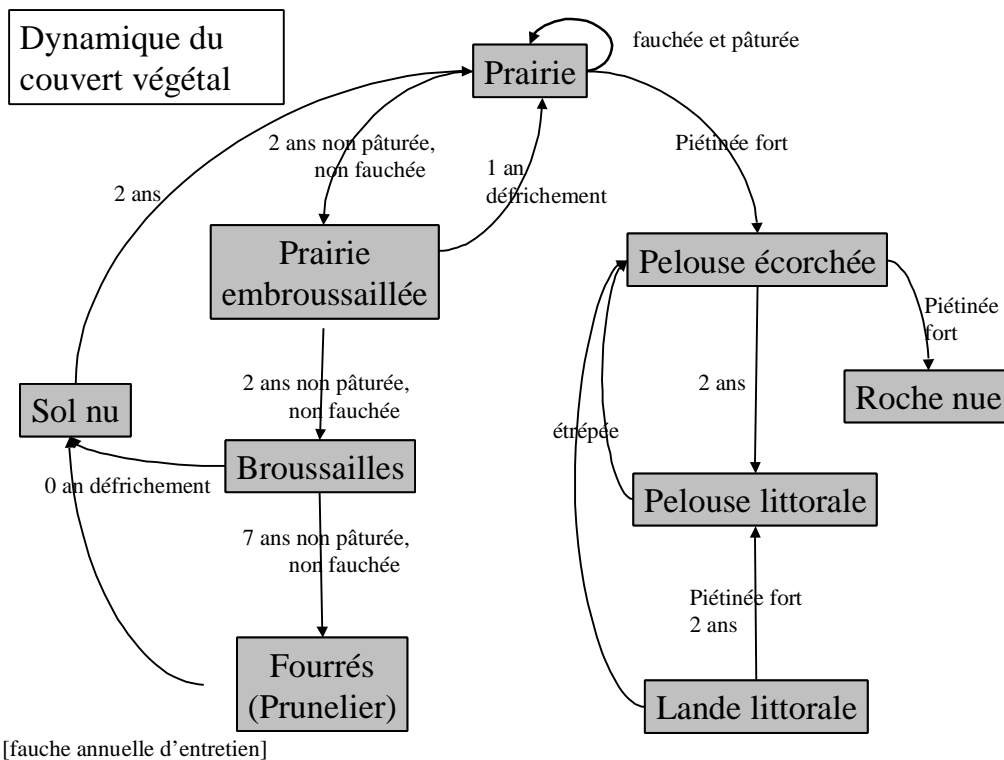
Les résultats obtenus à Ouessant sont représentés par un diagramme d'interactions (figure 21), un diagramme d'états-transition (figure 22) et les tableaux d'attributs et de méthodes (tableau 21) des différents agents sous un format UML (Unified Modeling Language).

Figure 21 : Le diagramme d'interactions pour le modèle ouessant.



Source : Rouan, 2003, p.4

Figure 22 : Le diagramme des états-transition pour le modèle ouessantin (états, facteurs de transition et durées nécessaires pour transition).



Source : Rouan, 2003, p.5

Tableau 21 : Attributs et méthodes en format UML correspondant aux critères de décision et comportements des entités retenues : quelques exemples.

<p>Eleveur mouton</p> <p>Droit d'usage Système de valeur Age Revenu Droit de divagation Lot d'animaux Maison Territoire Date de vaine pâture</p> <p>mettre au pâturage laisser divaguer faucher débroussailler transférer moutons (vendre, transférer) acheter moutons</p>	<p>Etrepeur</p> <p>Demande de motte Stock Revenu Territoire d'usage</p> <p>étréper vendre motte rouler sur frange</p> <p>Restaurateur</p> <p>Demande de ragout passer commande de motte</p>	<p>Frange littorale</p> <p>Accessibilité voiture Histoire étrépage Type végétal Date du dernier étrépage</p> <p>Visiteur</p> <p>Effectif Circuit(types) Intérêt gastronomique</p> <p>piétiner suivre circuit déranger demander ragoût</p>
--	---	---

Source : Rouan, 2003, p.7

Un point qui reste à discuter une fois que le modèle conceptuel est réalisé concerne les conventions à propos des échelles spatiales (taille de la cellule) et temporelles (durée du pas-de-temps) de référence. Ce point est très important car, s'il est possible d'ajouter ou de supprimer des agents ou des ressources pendant la suite du processus de modélisation, ce n'est pas le cas de la taille de référence de la cellule ni du pas-de-temps sur lequel le modèle va évoluer. La difficulté est de trouver des échelles spatiales et temporelles qui conviennent aux dynamiques sociales et écologiques en jeu. En ce qui concerne l'échelle spatiale, la taille de référence choisie est de 200 m². Cela permet de représenter l'évolution de la dynamique d'enfrichement, l'effet de l'étrépage et les parcelles des petits éleveurs (tableau 22). Cela ne permet pas, en revanche, de représenter directement les routes et les chemins par lesquels passent les touristes et qui sont à l'origine du dérangement pour le crave à bec rouge¹²⁹ – le seul élément de la biodiversité faunistique représenté dans le modèle. En ce qui concerne l'échelle temporelle de référence, il a été décidé de retenir un pas-de-temps de 4 mois. Cela permet en particulier de bien séparer la saison estivale du reste de l'année. En effet, c'est pendant la période estivale que les craves ont des petits et que le dérangement se fait sentir mais aussi que les touristes demandent des ragoûts à la motte. Cela permet également de différencier la période d'attache des moutons de celle de la vaine pâture (ramenée à 4 mois). Mais cela a évidemment moins de sens pour ce qui concerne la dynamique d'enfrichement qui n'évoluera donc pas à chaque pas-de-temps.

¹²⁹ L'échelle idéale pour prendre en compte ce paramètre est en effet 1 000 fois inférieure à l'échelle idéale pour prendre en compte la dynamique végétale. Cela pose un problème d'autant plus important que le modèle n'a pas les capacités de représenter des cellules aussi petites. Après de longues discussions, il a été finalement décidé d'intégrer l'attribut « chemin » dans les caractéristiques de la cellule.

Tableau 22 : Les échelles spatiales et temporelles de référence pour le modèle ouessantin.

Cellule	Pixel	Nb cells
Typeveg (Ras/haut)	200 m ²	76000
Chemin (route,piste,sentier)	0,25 m ²	
Crave(territoire,oiseau,nid)	200 m ²	
Maison	200 m ²	
Date étrépage(début,fin)		
Droit d'usage (pâture, étrépage)		
Estétrépee	100 m ²	152000
Estpiétinée	Seuil (?)	
Estécrasée	Seuil (?)	
Estpâturée	4444 m ²	
Estfauchée	1000 m ²	
Estdebroussaillée	5000 m ² Seuil	15240
S'embroussaille		3048

Source : Rouan, 2003, p.8

La seconde phase de travail consiste à développer une première version du modèle SMA. Cela nécessite de sélectionner un territoire sur lequel la problématique va être traitée, de collecter les informations disponibles, d'identifier les besoins en informations complémentaires, de mettre en place des stages permettant de répondre à ces besoins, de former une personne ressource dans la modélisation multi-agents et enfin de développer un modèle provisoire.

Pour le territoire, il a semblé logique de prendre en compte l'ensemble de l'île qui forme un espace social et écologique homogène de 1 500 hectares.

La collecte et la valorisation d'informations existantes, se sont quant à elles principalement traduites par l'utilisation d'informations qui avaient été cartographiées précédemment et étaient présentes au laboratoire Géomer.

Il est cependant très vite apparu qu'il y avait un grand besoin en informations complémentaires pour paramétrer le modèle. Pour la dynamique végétale, les règles de transition étaient très incertaines et il était donc impossible de décrire finement le processus d'enfrichement ou l'effet des pratiques agro-pastorales sur cette dynamique. Pour l'élevage, les connaissances étaient uniquement quantitatives et limitées aux moutons – évolution du

nombre de moutons. Or, il est apparu, au cours des discussions, que l'île comptait depuis peu un élevage de vaches important et de plus en plus de chèvres, sans compter l'élevage de chevaux pour le centre équestre. Les connaissances sur ces nouvelles pratiques d'élevage étaient nulles. Enfin, il n'y avait aucune information sur les relations sociales et les représentations des acteurs qui interagissent dans l'île.

Cinq stages ont donc été prévus pour répondre à ces besoins. Ils concernaient les pratiques d'élevage, la dynamique de végétation, l'impact de la vaine pâture sur la dynamique de végétation, les pratiques d'étrépage, la perception des résidents secondaires.

Par ailleurs, une personne ressource a été formée à la modélisation multi-agents sur CORMAS pour mettre en place le modèle et animer les échanges.

Construire un premier modèle temporaire nécessitait cependant de régler encore deux choses. Tout d'abord, adopter les séquences d'actions des différentes entités identifiées, c'est-à-dire décrire ce qu'elles font à chaque pas-de-temps. Enfin, à partir du modèle conceptuel et des séquences d'actions des entités, développer un diagramme de séquence global. Ce diagramme est essentiel car il conditionne l'ordre d'exécution des événements de chaque agent lors de la simulation (Rouan, 2004). Cette séquence globale est découpée en 3 phases de 4 mois (tableau 23).

Tableau 23 : Séquence globale du modèle (par ordre chronologique de haut en bas pour chaque pas-de-temps).

<p><u>1^{er} pas-de-temps : de février à mai</u></p> <p>végétation pousse PNRA nettoieSiteCrave(mars) Crave choisitNid(février) Crave construitTerritoire(mars) Crave seReproduit(avril-mai) Crave seNourrit(avril-mai) eleveurVache pâture eleveurMouton pâture eleveurCheval pâture eleveurChèvre pâture Ragouteur commandeMotte PNRA nettoieSitesClassés(mai) PNRA debroussaille abordMaisons (avril-mai) Visiteur pietine (mai) Visiteur demandeRagout(mai)</p>	<p><u>2^{ème} pas-de-temps : de juin à septembre</u></p> <p>Habitant commandeFauche(juin) végétation pousse PNRA nettoieSitesClassés(juin-juillet) Restaurateur commandeMotte Etrèpeur évalueStock Etrèpeur etrèpe Visiteur pietine Juvenile seNourrit(juin-juillet-aout) eleveurVache pâture Visiteur demandeRagout Eleveur commandeFauche entrepriseFauche fauche eleveurCheval patureEnclos eleveurMoutons pature eleveurChèvre pature</p>
<p><u>3^{ème} pas-de-temps : d'octobre à décembre</u></p> <p>végétation pousse eleveurVache pature troupeauMouton pature eleveurCheval pature eleveurVache fauche troupeauChevre pature Eleveurchevre pature</p>	<p><u>Mise à jour de fin d'année</u></p> <p>Crave vieillit Habitant vieillit Résident arrive</p>

Source : Rouan, 2004, p.5

b- Les indicateurs d'interactions et le modèle SMA

Nous avons séparé les indicateurs d'interactions en deux catégories : les indicateurs input et les indicateurs output. Les indicateurs input sont ceux qui sont utilisés par les agents dans le modèle lorsqu'ils font des choix. Les indicateurs output sont ceux qui permettent de suivre l'évolution du système.

Commençons par les indicateurs input.

Traditionnellement, l'économie – qui est la principale discipline à s'intéresser à la modélisation des comportements individuels – considère que le principal indicateur utilisé pour faire des choix est le prix.

Dans le modèle ouessantin, aucun des agents ne fait de choix à partir de cet indicateur. En effet, les études de terrain ont montré que l'indicateur prix n'était pas utilisé par les communautés de pratique prises en compte dans le modèle. D'autres indicateurs économiques de nature quantitative sont utilisés (demande de viande et demande de mottes) mais, en

majorité, les indicateurs ne sont pas de nature marchande. Cette situation correspond à celle rencontrée dans la plupart des réserves de biosphère participant au projet.

D'autres indicateurs ont donc dû être identifiés à partir de la valorisation des connaissances de terrain, d'entretiens semi-directifs avec les éleveurs, les étrepeurs et la population locale, de stages en anthropologie concernant la pratique de l'étrépage et la perception des résidents secondaires, de la valorisation des travaux existants à propos de la fréquentation touristique, de la confrontation d'opinions entre chercheurs. Les indicateurs identifiés sont, pour la plupart, de nature spatiale mais ils sont cependant très hétérogènes (tableau 24).

Ces indicateurs input peuvent être classés en deux catégories. Il s'agit tout d'abord d'*indicateurs de décision* à proprement parler qui correspondent aux objectifs que les agents cherchent à atteindre et aux critères de décision qu'ils utilisent pour cela. Les *indicateurs d'interactions sociales* qui impliquent une co-évolution des indicateurs de décision et, finalement, des comportements sociaux adaptatifs.

Tableau 24 : Indicateurs de décision et indicateurs d'interactions sociales pour les agents représentés dans le modèle.

Agents	Indicateurs de décision	Indicateurs d'interactions sociales
Eleveurs de moutons	<i>Nombre d'animaux</i> (détermine les droits d'usage en termes de superficie) <i>Droits d'usage</i> (à proximité de la maison et dans des zones pâturables) <i>Saison</i> (détermine la période de vaine pâture et de piquet) <i>Age</i> (cède son troupeau à 80 ans)	<i>Droits d'usage existants</i> (déterminent ceux qui peuvent être créés)
Eleveurs de chevaux	<i>Nombre d'animaux</i> (détermine les droits d'usage en termes de superficie) <i>Droits d'usage</i> (fixes et mobiles) <i>Zone pâturable</i> (détermine l'évolution des droits d'usage mobiles) <i>Saison</i> (rapproche ses bêtes du centre équestre pendant la saison estivale) <i>Age</i> (cède son troupeau à partir de 65 ans)	<i>Droits d'usage existants</i> (déterminent les possibilités de droits d'usage mobiles)
Eleveurs de chèvres	<i>Possession de moutons</i> (par convention, seuls les éleveurs de moutons peuvent avoir des chèvres) <i>Quantité de friche à proximité de la maison</i> (va inciter l'éleveur de moutons à acquérir des chèvres et à les positionner sur le front de la friche) <i>Droits d'usage</i> (autour des droits d'usage liés à l'élevage de moutons et sur la friche) <i>Saison</i> (regroupement des chèvres sur une pointe de l'île pendant la vaine pâture)	
Eleveur de vaches	<i>Nombre de bêtes</i> (détermine les droits d'usage en termes de superficie) <i>Droits d'usage</i> (fixes et mobiles) <i>Zone pâturable</i> (pour déterminer les droits d'usage mobiles) <i>Demande de viande</i> (détermine le nombre de vaches) <i>Age</i> (essaie de revendre son exploitation après 65 ans)	<i>Conflits avec le parc et avec les résidents</i> <i>Droits d'usage existants</i> (détermine les possibilités pour faire évoluer les droits d'usage mobiles)
CEMO (Parc Naturel)		<i>Présence de vaches sur les sites classés</i>
Etrépeurs		<i>Demande de mottes par les restaurants</i>
Craves à bec rouge	<i>Nid</i> (construit son territoire à partir d'un nid) <i>Pelouse rase</i> (construit son territoire à partir de son habitat)	<i>Age des autres individus</i> (qui traduit un statut plus important et des probabilités de victoire en cas de conflits)
Troupeaux de moutons	<i>Zone pâturable</i> (oriente les troupeaux)	

Pour mieux comprendre comment ces indicateurs sont utilisés dans le modèle, nous présentons de manière détaillée comment les comportements des agents et les indicateurs input sont reliés, en partant de l'exemple de l'éleveur de vaches.

Les pratiques qui intéressent particulièrement le modèle sont celles qui renvoient au pâturage des bêtes lié à cet élevage, à la distribution de ces dernières sur le territoire et aux pratiques de fauche que cela implique. C'est pourquoi il a été possible de définir ces pratiques à partir d'un certain nombre d'indicateurs clés pour l'éleveur de vaches.

Superficie et distribution des parcelles fauchées = superficie et distribution des parcelles pâturées = f (nombre de vaches, distribution des vaches).

En effet, le nombre d'hectares fauchés correspond exactement aux pâtures qui vont être utilisées par les vaches. C'est pourquoi les deux indicateurs clés, permettant d'évaluer le niveau de fauche aussi bien que celui du pâturage, sont le nombre de vaches et leur distribution sur l'île. Ceci doit permettre d'avoir une représentation spatiale des zones entretenues par le troupeau. Le nombre de vaches et leur distribution sont cependant fonction de deux autres indicateurs.

Nombre de bêtes = f (demande de viande, accès).

Distribution des vaches = f (accès).

L'indicateur de demande correspond au niveau de demande de viande de vache « ouessantine » sur l'île. Cette demande est pour l'instant limitée à Ouessant mais elle est importante car les habitants préfèrent connaître l'origine de la viande qu'ils consomment. L'éleveur subit cependant une seconde contrainte qui est celle de l'accès aux pâtures pour ses bêtes. Potentiellement, l'éleveur peut défricher des zones afin d'y mettre ses vaches puisqu'il dispose de machines pour le faire. Mais, comme nous l'avons souligné plus haut, la question du foncier est un problème de fond sur l'île qui renvoie à de nombreux indicateurs d'accès.

Accès aux parcelles = Droit d'usage = f (terrains agricoles, taille des parcelles potentielles, type de végétation, droits d'usage existants, statut de l'élevage, routes, conflits).

L'accès que l'éleveur va pouvoir avoir sur les parcelles est tout d'abord fonction des terrains qui ont été classés comme prioritaires pour l'agriculture et qui peuvent être facilement utilisés. Mais les terrains sont insuffisants, composés de petites parcelles et très éclatés sur l'île. Il faut donc une taille de parcelle minimum sans quoi il perd trop de temps en déplacement. Il va ensuite tenir compte de la végétation. En effet, il ne peut pas défricher des parcelles sur lesquelles il y a des pruneliers – stade final de l'enfrichement. Enfin, il ne peut pas non plus utiliser des parcelles sur lesquelles il existe déjà des droits d'usage concernant les élevages de moutons, de chèvres ou de chevaux. Il passe en dernier dans le choix des terres du fait de son statut défavorable sur l'île. Les parcelles qu'il va choisir vont par ailleurs être à proximité de routes car il doit avoir un accès aisé à ses champs, de manière à déplacer ses bêtes ou à amener des compléments alimentaires. Enfin, l'accroissement de la taille de son

troupeau crée un accroissement des risques de conflits. Les conflits apparaissent alors comme un nouvel indicateur clé pour comprendre la problématique de l'accès et finalement les capacités d'évolution de l'élevage de vaches.

Conflits = f (proximité des maisons, perception des vaches, sites classés).

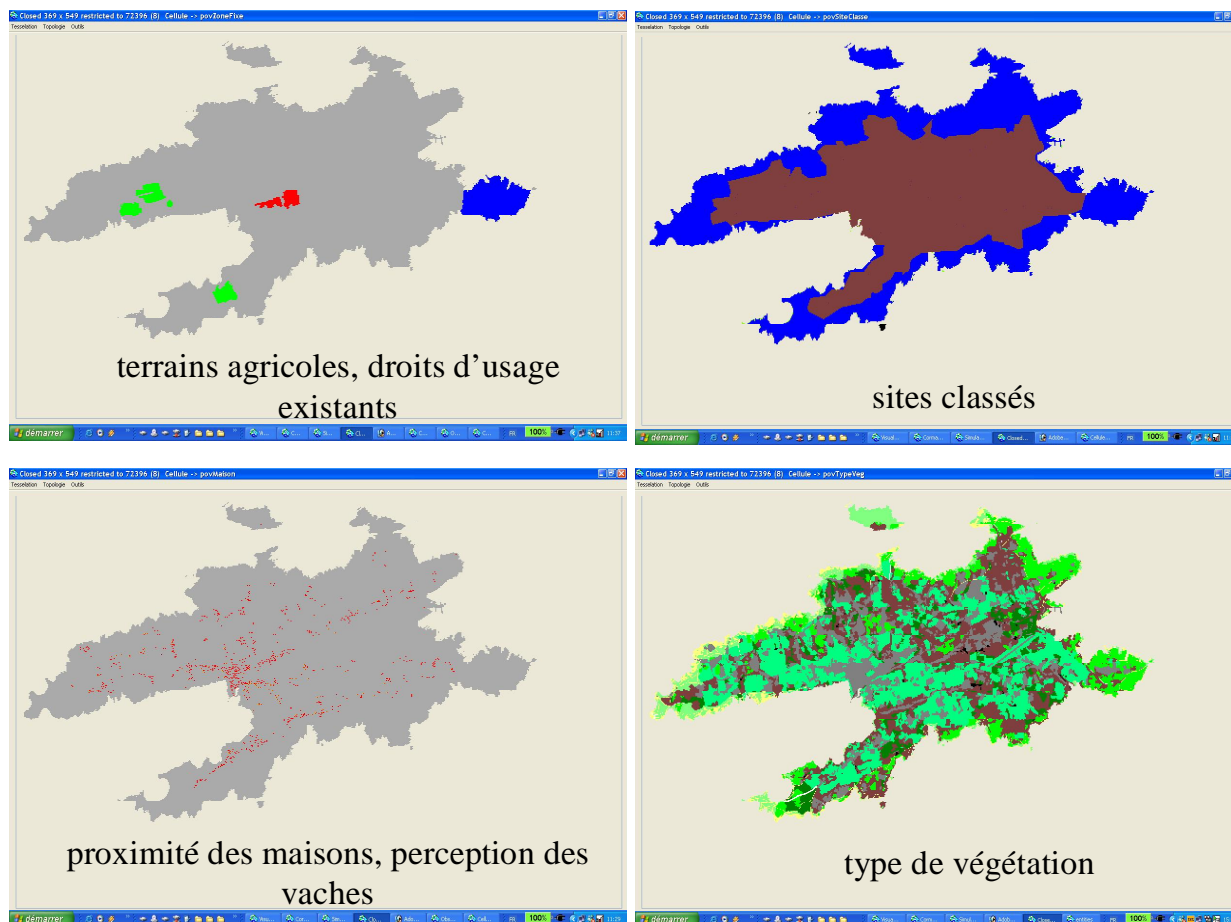
Les conflits sont tout d'abord liés à la proximité des maisons car si l'éleveur met ses vaches trop près des maisons, les habitants se plaignent de l'arrivée de moustiques (des taons) et trouvent que cela fait « sale ». Mais, cela dépend beaucoup des perceptions des habitants. En effet, pour certains, les vaches sont synonymes de réduction de la friche et sont bien acceptées mais, pour beaucoup d'autres, elles sont perçues négativement. Enfin, il y a les sites classés sur lesquels le parc refuse que les vaches soient mises même si les moutons peuvent y aller. En effet, selon le parc, les vaches, par leur piétinement, dégradent l'environnement naturel. A chaque fois qu'une situation de conflits est créée par l'élevage de vaches, l'éleveur est obligé, compte tenu de son statut défavorable, de déplacer ses bêtes. C'est pourquoi un questionnement important à propos de cet élevage concerne sa durabilité.

Durabilité de l'élevage = f (conflits, demande de viande).

La durabilité de l'élevage est liée au fait que l'éleveur actuel est relativement vieux et voudra sans doute revendre son troupeau d'ici quelques années. Cette vente sera possible s'il existe toujours une demande pour de la viande de bœuf ouessantine mais aussi et surtout si les conflits liés à cette activité ne sont pas trop importants. En effet, si l'éleveur actuel a pu poursuivre son activité c'est parce qu'il a une position centrale sur l'île comme nous l'avons expliqué dans la section précédente. Mais qu'en sera-t-il pour un repreneur éventuel ? Si le niveau de conflits est trop élevé, il est probable qu'il sera impossible à l'éleveur de transmettre son troupeau et la régulation de la friche par l'élevage de vaches ne pourra pas être pérennisée.

Au regard de cette liste d'indicateurs, l'éleveur de vaches utilise une quinzaine d'indicateurs pour prendre ses décisions d'usage dans le modèle. On se trouve donc à un niveau de description extrêmement fin. Ces indicateurs renvoient pour la plupart à des indicateurs spatiaux dont nous proposons quelques représentations (cartes 2).

Cartes 2 : Les indicateurs spatiaux utilisés par l'éleveur de vaches pour prendre ses décisions d'usage.



Source : Mathias Rouan

Les indicateurs output concernent le suivi des différents paramètres qui composent le modèle. *Tous* les indicateurs output issus du modèle multi-agents sont des indicateurs d'interactions. En effet, l'évolution de ces indicateurs est totalement liée aux interactions qui animent le modèle. Ils permettent de faire des comparaisons de tendances à partir de scénarii alternatifs. L'avantage des SMA, comme nous l'avons déjà souligné dans le chapitre précédent, est qu'ils sont très flexibles et permettent de suivre un grand nombre de paramètres en utilisant différents types d'interfaces. Les SMA permettent en particulier de poser des « sondes » sur des paramètres qu'il semble intéressant de suivre dans le modèle, et de sortir ainsi une grande diversité d'indicateurs. Ces sondes peuvent être ajoutées ou supprimées en fonction des acteurs auxquels s'adresse le modèle de manière à répondre à des besoins et des attentes spécifiques.

4 scénarii ont été testés en partant de l'année 2002 (les simulations se déroulent sur 15 ans) (Rouan, 2006) :

Scénario 1 : Suivi de la tendance actuelle :

- Diminution du cheptel ovin (les éleveurs abandonnent l'élevage entre 70 et 80 ans).
- Augmentation du nombre de résidents secondaires (croissance linéaire).
- Augmentation du nombre de touristes.
- Abandon de l'élevage bovin (départ en retraite à 67 ans, âge actuel 60 ans).

Scénario 1Bis : Suivi de la tendance actuelle avec continuité de l'élevage bovin :

- Idem scénario 1 avec reprise de l'élevage bovin par un éleveur de 30 ans.

Scénario 2 : Troupeau ovin « professionnel » :

- Quand le cheptel ovin n'est plus suffisant pour fournir la demande de viande de mouton des résidents et des restaurateurs, un troupeau professionnel est créé. Ce troupeau fonctionne comme le troupeau de vaches (enclos mobile) et entre en concurrence avec ce dernier. Son effectif augmente progressivement pour satisfaire la demande.

Scénario 2Bis : Troupeau ovin « fonctionnaire » :

- Troupeau fonctionnaire de 150 brebis destiné à entretenir la végétation de la frange littorale (pelouse, lande, pelouse écorchée et prairie proche de la côte) où se situent les espèces patrominiales et qui entre en fonction au même moment que celui du scénario 2.

Scénario 3 : Réglementation de l'étrépage :

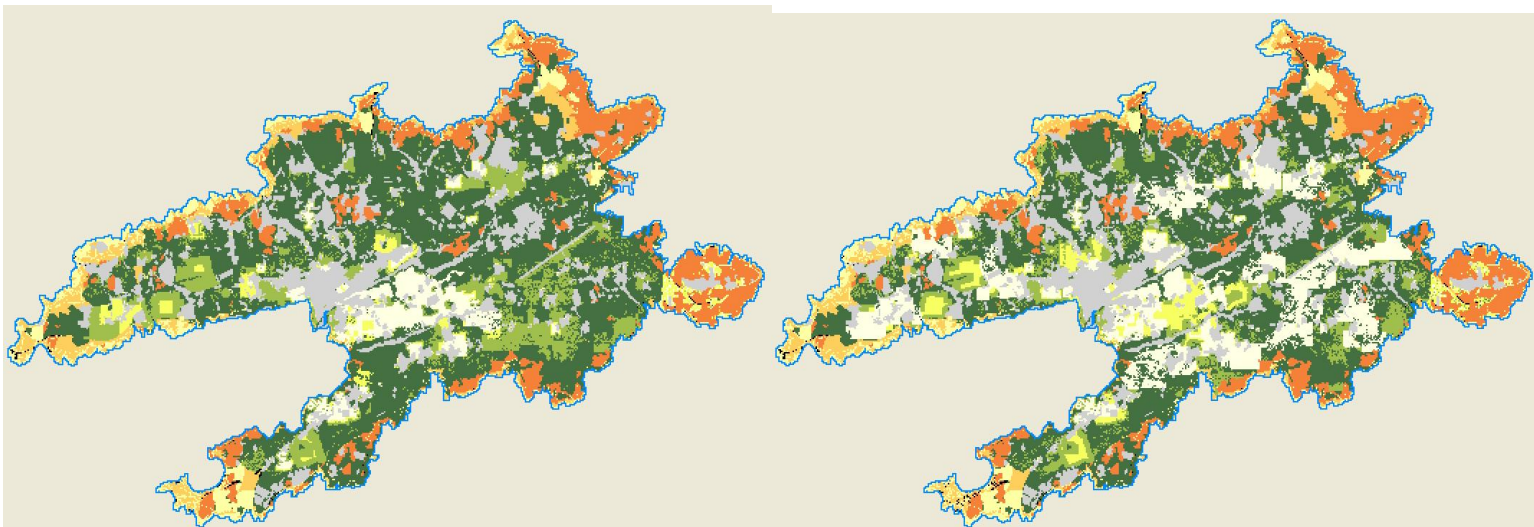
- Application de l'interdiction de modifier l'état de la végétation dans une zone protégée (zone tampon réserve MAB). Etrépage interdit.

Scénario 4 : Ré-investissement de la taxe Barnier (taxe sur le transport dans les îles) :

- Ré-investissement de la taxe Barnier (7 % du billet aller) dans le débroussaillage et l'entretien de certains secteurs de l'île identifiés par le PNRA/CEMO (Pern, Cadoran, PorzDoun).

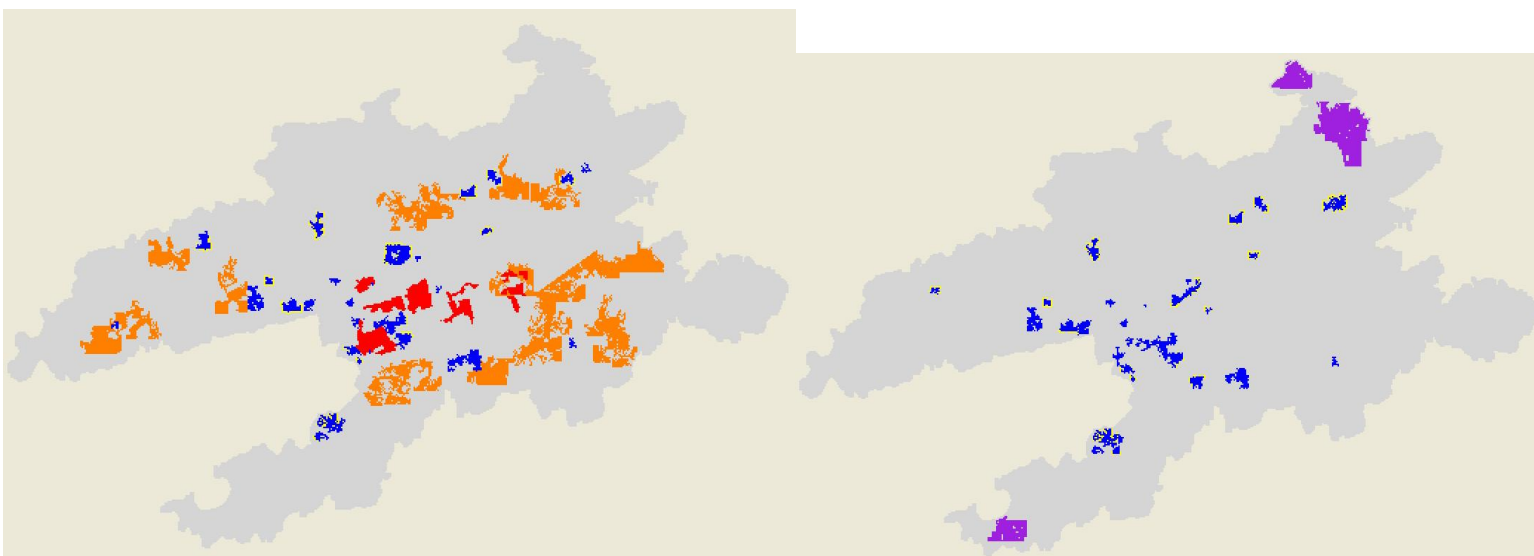
Quelques résultats (seuls les 3 premiers scénarii ont été testés pour l'instant) ont déjà été obtenus (cartes 3 et 4 ; figures 23 et 24) même si les scénarii doivent être approfondis et si l'interprétation collective des résultats reste à faire.

Cartes 3 : Comparaison entre des niveaux d'enfrichement en 2017 selon les scénarii 1 et 2¹³⁰.



Source : Mathias Rouan

Cartes 4 : Distribution des troupeaux d'ovins en 2017 sur l'île selon les scénarii 2 et 2bis¹³¹.

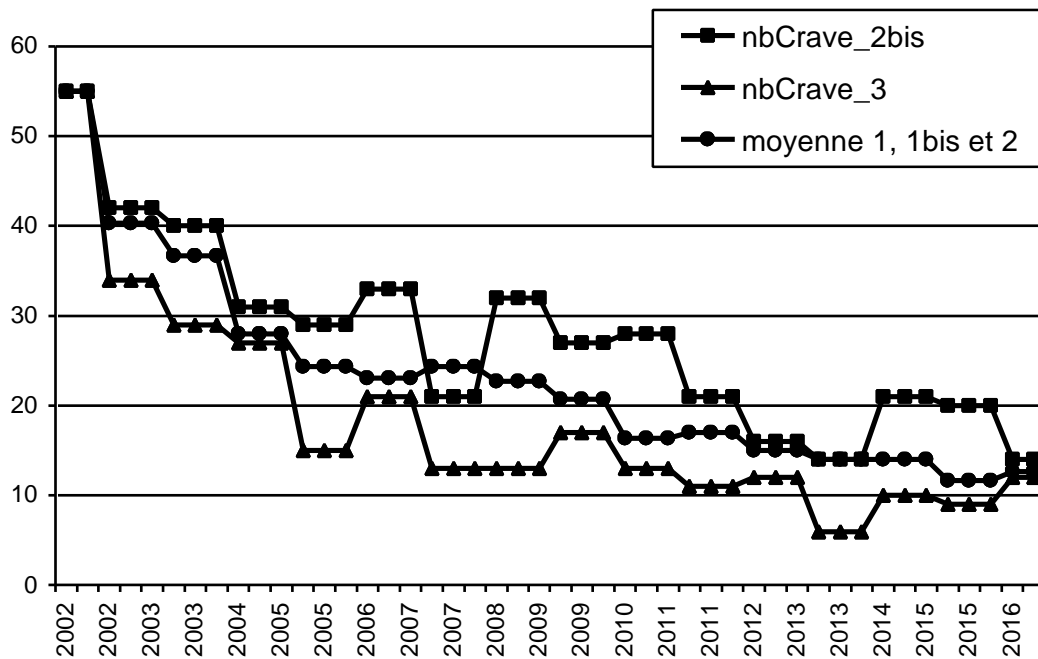


Source : Mathias Rouan

¹³⁰ Les zones en vert foncé correspondent aux fourrés. Le vert clair aux broussailles. Le jaune aux prairies embroussaillées. Le blanc aux prairies. Les zones oranges aux landes.

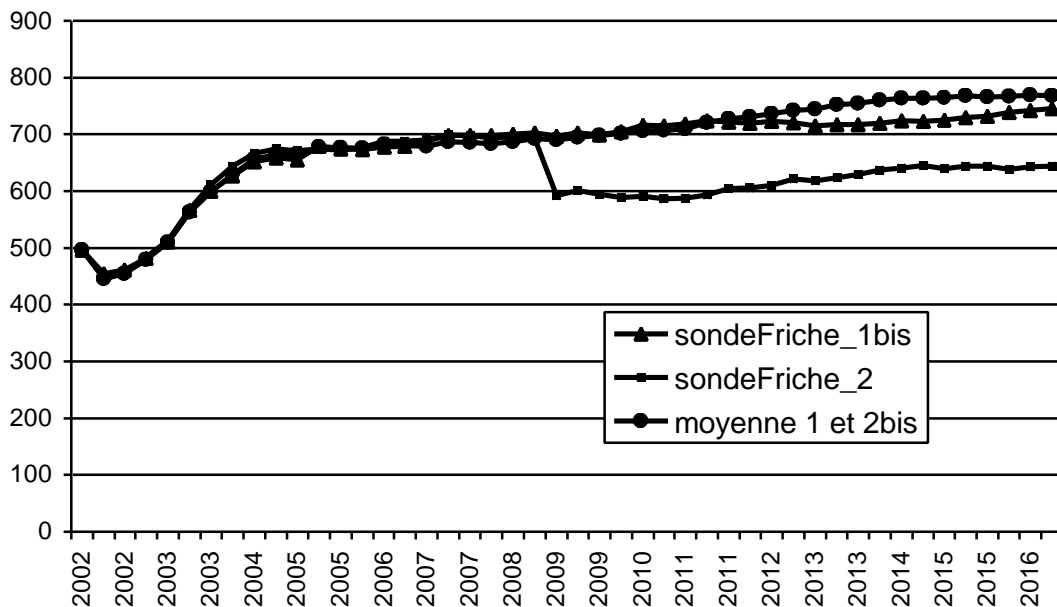
¹³¹ Les zones en orange correspondent à la localisation du troupeau de brebis « professionnel ». Les zones en violet correspondent à la localisation du troupeau de brebis « fonctionnaire ». En rouge, on a la localisation du troupeau de chevaux (qui a disparu dans le scénario 2bis). En bleu, il s'agit des brebis appartenant à des petits propriétaires. En jaune, des chèvres (autour des parcelles utilisées pour les moutons).

Figure 23 : Evolution de la population de craves à bec rouge selon les différents scénarii¹³².



Source : Mathias Rouan

Figure 24 : Evolution de la surface en broussaille¹³³.



Source : Mathias Rouan

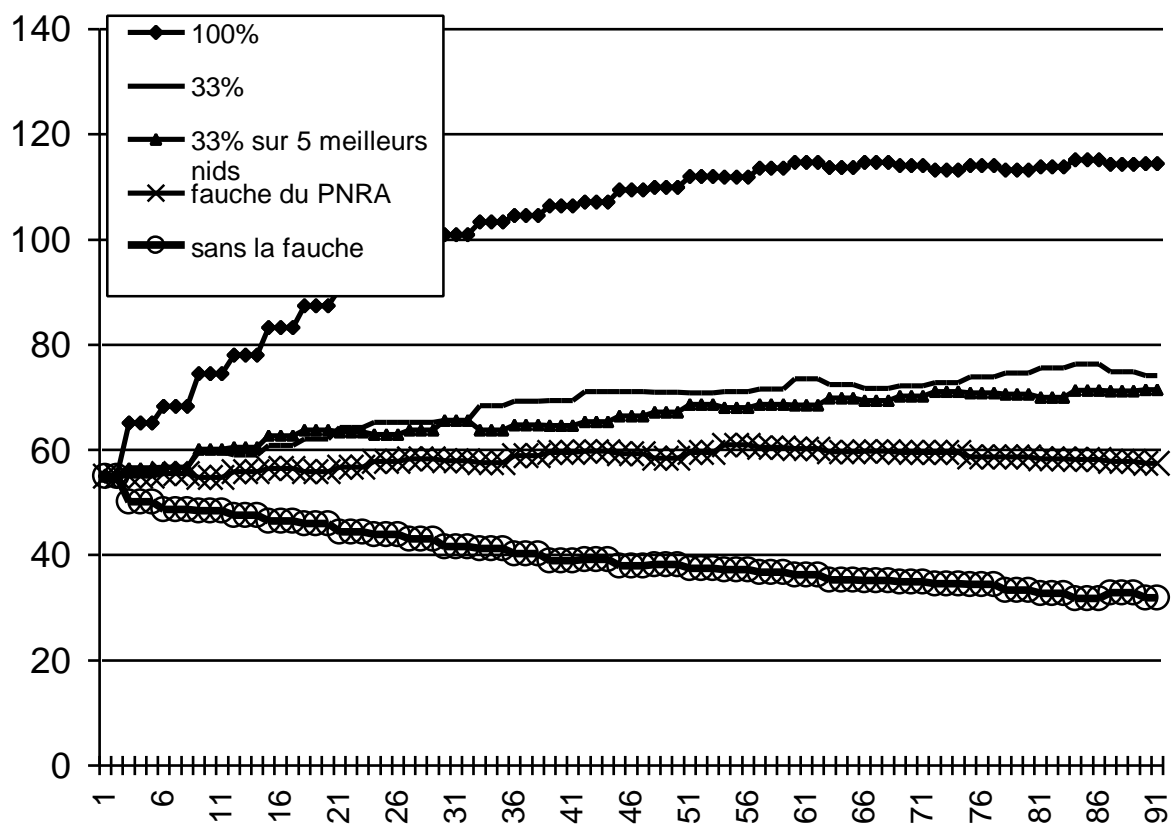
¹³² La moyenne réalisée à partir des scénarii 1, 1bis et 2, correspond à la moyenne des scénarii dans lesquels la dynamique actuelle se prolonge et aucune action n'est adoptée pour limiter l'enfrichement sur le pourtour littoral. Les mesures adoptées dans ces scénarii ne s'intéressent pas à la population de craves.

¹³³ La moyenne réalisée à partir des scénarii 1 et 2bis correspond à la moyenne des scénarii dans lesquels la dynamique actuelle se prolonge et aucune action n'est adoptée pour limiter l'enfrichement au centre de l'île.

L'intérêt des indicateurs output est de pouvoir partir de paramètres controversés pour créer de l'intérêt et aller chercher ensuite les indicateurs d'interactions qui expliquent les tendances observées. Cela doit permettre d'imaginer, dans un deuxième temps, des scénarii de gestion alternatifs.

Si on prend l'exemple du crave à bec rouge, la viabilité de cette population d'oiseaux est menacée par l'enrichissement. Le modèle a permis de tester des scénarii alternatifs de gestion de la friche par le parc : maintien du niveau de fauche actuel du parc (scénario 1) ; abandon de la fauche (scénario 2) ; investissement à 100 % dans une fauche ciblée sur les 17 nids de crave (scénario 3) ; investissement à 33 % dans une fauche ciblée sur les 17 nids de crave (scénario 4) ; investissement à 33 % dans une fauche ciblée sur les 5 nids de crave les plus productifs (scénario 5). Les paramètres de départ sont ceux de l'année 2002. Les simulations ont été réalisées sur 30 ans (91 pas-de-temps). Elles ont permis de souligner les différences d'impact des stratégies alternatives de gestion de la friche sur la population de craves (figure 25).

Figure 25 : Evolution du nombre de crave selon les 5 scénarii développés (nombre d'individus en ordonnée et nombre de pas-de-temps en abscisse).



Source : Christian Kerbiriou et Mathias Rouan

Nous avons souligné plus haut que les processus de commensuration associés à la modélisation renvoient à des processus sociaux. Nous nous proposons d'analyser le processus de commensuration réalisé à Ouessant à partir de certaines propriétés de ce processus et des rapports de pouvoir qui s'expriment lors des négociations.

Ce processus peut tout d'abord être analysé à partir de quatre propriétés : les motivations individuelles qui ont poussé les personnes à participer (1), les outils utilisés pour réaliser ce travail de commensuration (2), les effets de ce processus (3) et les moyens utilisés par les participants pour résister à ce processus (4) (Espeland et Stevens, 1998).

1) Les motivations pour participer à ce groupe de travail étaient diverses. Pour les chercheurs du laboratoire d'accueil – l'écologue de la végétation et la cartographe – l'objectif initial était de réaliser des SIG dynamiques sur la question de la friche. Pour l'ethnologue, l'intérêt du travail résidait principalement dans la méthode de co-construction mais surtout dans la mise en place d'un jeu de rôle à partir du modèle. Pour l'économiste, l'objectif était de voir comment le processus de co-construction était réalisé et comment il pouvait générer des indicateurs. Le biologiste des populations s'intéressait pour sa part à la question de la population de craves et aux dynamiques spatiales que permettait de représenter le modèle SMA. En bref, la problématique de la friche était considérée comme relativement secondaire pour certains participants.

2) Les moyens utilisés pour réaliser le processus de commensuration sont ceux que nous avons détaillés plus haut, à savoir les règles constitutives et régulatrices de co-construction.

3) L'effet principal de ce processus de commensuration a été d'avoir réussi à construire un modèle d'interactions société-nature consensuel en même temps qu'une communauté d'intérêt autour de la question scientifique de l'enrichissement. Tout d'abord, car les dynamiques écologiques et sociales en rapport avec cette question ont été collectivement décrites, étape par étape. Au cours de ces étapes, les questions clés (importance du foncier, importance des acteurs...), les espaces d'incertitude et les besoins en informations complémentaires ont émergé petit à petit. D'une problématique initiale relativement simple, on en est arrivé à prendre en compte de nombreux paramètres qui rendent la démarche beaucoup plus pertinente. Enfin, les conventions d'équivalence ont été adoptées à partir d'un processus de négociation dans lequel on recherche le consensus. Le résultat est que chaque participant est un peu frustré de ne pas voir représenter les échelles de référence qui lui

semblaient les plus pertinentes mais bénéficie en même temps de la mise en place d'un outil intégré *cohérent* pour traiter une question interdisciplinaire complexe. Par ailleurs, ces conventions participent à la construction d'un monde commun, même s'il apparaît imparfait à chacune des parties. Ainsi, les scientifiques parlent bien des mêmes entités, des mêmes interactions, des mêmes échelles spatiales et temporelles de référence lorsqu'ils évoquent la question de l'enrichissement et cela représente déjà une première réussite du point de vue de l'interdisciplinarité. C'est pourquoi un élément fort de la modélisation d'accompagnement est que, très vite, les participants ont le sentiment d'être « embarqués dans le même bateau »¹³⁴. En conduisant à une certaine convergence du sens que chacun des participants met derrière la question de l'enrichissement, les premières étapes du processus de co-construction ont permis de réduire les coûts de transaction entre les différentes parties. Le fait que les conventions soient adoptées sans avoir l'ensemble des informations n'est pas un problème en soit car le modèle doit de toute façon évoluer en même temps que les connaissances et les représentations.

4) Les moyens disponibles pour résister au processus de commensuration sont divers mais il faut tout d'abord souligner que certains participants ont plus de raisons que d'autres de résister au processus de commensuration. Il est en particulier tout à fait logique que l'ethnologue résiste plus que les biologistes ou les cartographes à ce processus puisque son métier est de restituer la complexité et l'hétérogénéité des contextes humains et des significations idiosyncrasiques. Or, le processus de commensuration a en partie pour objectif d'homogénéiser les systèmes de valeurs. Il y a donc une tension entre cette vocation et l'objectif de la modélisation. C'est pourquoi l'ethnologue a résisté au processus de commensuration en exprimant des doutes quant à l'intérêt des modèles multi-agents pour traiter des questions de recherche en ethnologie. Elle a cependant continué à participer au processus de co-construction du modèle et à la mise en place du jeu de rôle par la suite. Un autre moyen qui permet de résister au processus de commensuration est de ne pas participer aux réunions de travail permettant de réaliser le processus de co-construction. C'est ce qu'a fait le gestionnaire du parc qui n'a participé à aucune réunion alors qu'il devait être un acteur clé du processus de commensuration. La conséquence principale de cette désaffection est que le processus qui devait intégrer des décideurs s'est finalement réduit à un travail entre scientifiques.

¹³⁴ Formulation qui a été utilisée à plusieurs reprises par les participants.

Pour aller un peu plus loin dans la description du processus de commensuration, il est nécessaire de s'intéresser plus précisément aux négociations qui ont permis d'adopter les conventions d'équivalence à propos du modèle. En effet, comme nous l'avons souligné plus haut, les conventions sont adoptées à partir d'un principe de consensus qui se traduit par une convergence des opinions. Or, cette convergence est le fruit de négociations et de rapports de pouvoir symboliques. Dès lors, il est important de voir comment les relations au sein du groupe de travail orientent le processus et le modèle lui-même.

Pendant la phase de conceptualisation du modèle, tous les scientifiques cherchent à défendre leurs opinions et leurs centres d'intérêt. Les spécialistes de chaque discipline, qui ont des visions différentes du problème commun de l'enrichissement, cherchent à montrer en quoi les paramètres qui les intéressent ont une importance clé dans la problématique que le modèle doit traiter.

Un premier élément qui émerge de cela est que, même si le processus de co-construction est interdisciplinaire, très vite les participants veulent revenir vers du pluridisciplinaire en « territorialisant » les responsabilités, les programmes de recherche, les stages... Dès lors, les questions clés du modèle deviennent rapidement la propriété de tel ou tel participant, ce qui nuit au débat et aux capacités de réfutation dont peuvent bénéficier les autres participants.

Les négociations sont particulièrement importantes au moment de la définition des dimensions qualitatives du modèle et tout particulièrement lors de la détermination des interactions à prendre en compte – qui sont à la base des dynamiques. En revanche, les données quantitatives sont peu discutées car leur utilisation ou non dans le modèle est décidée de manière relativement rapide et consensuelle.

Au fil du processus de négociation, les rapports de pouvoir entre les participants se révèlent. Il est possible d'en proposer une description rapide (Levrel et al., soumis-a). De manière simplifiée, un participant avait d'autant plus de poids dans les discussions collectives et donc sur la forme du modèle :

- 1) Qu'il possédait des connaissances spécifiques sur le système société-nature de l'île d'Ouessant (en donnant des noms d'habitants pendant les discussions, en décrivant de manière précise un problème particulier, en évoquant des anecdotes, en apportant des informations clés que personne ne connaissait...). Les savoirs qualitatifs semblent ainsi très valorisés dans ces discussions qui impliquent de nombreuses disciplines n'utilisant pas le même jargon. Ils donnent un avantage important au participant qui détient des savoirs transversaux et systémiques (notamment à propos des acteurs et des relations sociales). Les participants qui ont des connaissances spécialisées sur des

points très précis vont participer lorsque leur connaissance spécifique va être utile à la modélisation mais ils vont être globalement défavorisés vis-à-vis des personnes qui ont des savoirs partiels mais très larges lors des négociations. Cela est dû au processus de co-construction qui donne moins d'importance aux approches analytiques qu'aux savoirs systémiques permettant de mettre en place une véritable interdisciplinarité. C'est pourquoi le processus de co-construction est très pragmatique et donne un poids important aux connaissances contextuelles.

- 2) Qu'il appartenait au laboratoire d'accueil du projet dont la majeure partie des participants était originaire. Il semble ainsi que la légitimité offerte par le portage du projet et les liens qui unissent les personnes travaillant dans un même laboratoire peuvent être d'une grande importance lors des discussions. Ceci est accentué par le fait que les réunions de co-construction avait lieu dans ce laboratoire.
- 3) Qu'il connaissait bien les autres participants. Effectivement, cela permet d'intervenir sans prendre le risque d'être uniquement jugé sur une discussion ponctuelle et sans avoir peur de faire des erreurs d'analyse. Cela crée donc des conditions favorables pour prendre la parole.
- 4) Qu'il avait un rang élevé à l'université. Un statut social et professionnel important offre en effet une position favorable dans les débats et une grande liberté pour intervenir dans les discussions.
- 5) Qu'il appartenait au domaine des sciences biologiques puisqu'il s'agissait d'un programme sur la biodiversité et d'une problématique sur les dynamiques végétales. En effet, dans ce contexte, les sciences humaines ont fatalement, pour une question de pertinence, une place plus ou moins instrumentale dans le projet.
- 6) Qu'il avait une expérience des travaux interdisciplinaires et maîtrisait à la fois le jargon des sciences sociales et celui des sciences de la nature. C'est en effet cette capacité à discuter dans différentes « langues » qui permet de mobiliser les arguments de réfutation qui vont parler au plus de personnes.
- 7) Qu'il était habitué à utiliser les SMA. Les asymétries d'information concernant les méthodes, les contraintes techniques (notamment ce qu'il est possible de faire avec le modèle) et le jargon (à quoi correspond un « attribut » ou une « méthode » dans la modélisation agent-centrée) sont en effet importantes pour comprendre les tenants et les aboutissants de la modélisation d'accompagnement d'un SMA. La différence est particulièrement grande entre ceux qui ont suivi la formation CORMAS et ceux qui ne l'ont pas suivie (trois personnes de chaque côté pour Ouessant).

Il est cependant intéressant de noter que personne ne cumulait l'ensemble de ces avantages et qu'ils étaient même relativement bien répartis au sein du groupe.

Par ailleurs, ces relations de pouvoir évoluaient au fil du processus de co-construction en fonction de la position de chacun vis-à-vis des nouvelles contraintes qui émergeaient à chaque étape de la co-construction. Ainsi, par exemple, un doctorant qui n'avait pas une position importante dans le groupe au lancement du processus de co-construction est devenu une personne clé après une courte période car il était la seule personne à vivre sur l'île et à avoir une bonne connaissance du système société-nature ouessantin. C'est pourquoi, même s'il avait un statut relativement faible, il contrôlait une grande part des asymétries d'information à un certain moment du processus de co-construction.

De par ces différents éléments, des alliances implicites se font et se défont au fil du processus de co-construction, en fonction des éléments que l'on cherche à représenter et de l'intérêt que chacun y trouve. Avoir des alliés est nécessaire pour entrer dans la négociation. Si personne ne relaie une opinion, alors celle-ci risque de ne pas être prise en compte. Cette dynamique correspond bien à celle décrite par Callon, Lascoumes et Barthe (2001) lorsqu'ils évoquent les forums hybrides et leurs capacités à offrir des lieux de démocratie technique. En effet, on se trouve ici dans une logique d'interactions entre des opinions hétérogènes qui fait émerger des identités fluctuantes au fil des discussions.

Il est cependant important de rappeler les bases théoriques implicites sur lesquelles reposent les choix collectifs réalisés au cours du processus de co-construction, pour en justifier leur pertinence d'un point de vue scientifique. Pour cela, reprenons d'abord le théorème du jury de Condorcet. Ce « théorème énonce que, moyennant certaines hypothèses, si les jurés votent à la majorité, la probabilité de commettre une erreur tend vers zéro lorsque le nombre de jurés tend vers l'infini » (Trannoy et Van Der Straeten, 2001, p.84). Dans le contexte de la co-construction, cette définition quantitative est complétée par une définition qualitative fondée sur la *diversité du jury*. Ainsi, une approche interdisciplinaire et prenant en compte les acteurs locaux, aura statistiquement moins de chance de faire des erreurs pour le traitement de questions complexes liées aux interactions société-nature (cf. chapitre 2, section 1). Cette démarche est intéressante car elle se démarque de l'approche selon laquelle plus le jury est composé d'experts, plus ses probabilité d'erreurs sont faibles.

Un premier problème se pose alors car le groupe de co-construction d'Ouessant est composé exclusivement de scientifiques du fait de la non-participation du gestionnaire du parc.

Un deuxième problème émerge si l'on reprend les trois hypothèses sur lesquelles repose le théorème du jury (Trannoy et Van Der Straeten, 2001). La première est que chaque juré a une probabilité de se tromper inférieure à 50 %. La deuxième est que les erreurs commises par les jurés sont indépendantes les unes des autres. La troisième est que chaque juré vote par rapport à une conviction intime.

Si la première hypothèse est tout à fait admissible et la troisième souhaitable, la deuxième pose de sérieuses questions. En effet, les discussions qui ont lieu lors du processus de co-construction sont créatrices d'unanimité en faisant converger les opinions. C'est d'ailleurs leur objectif puisque la co-construction fonctionne sur le principe du consensus. Or, ce processus de convergence implique une corrélation entre les opinions et fait tomber, par là même, la deuxième hypothèse du théorème du jury.

Il est pourtant possible d'affirmer qu'il ne s'agit pas là d'un problème important puisque le processus de co-construction ne fonctionne pas sur un mode d'agrégation des opinions mais sur celui de la mise en interactions des opinions, ce qui permet de lancer des processus itératifs de réfutation. Mais un nouveau problème émerge alors. Il semble en effet que ce processus itératif de réfutation dépende en partie du statut des participants, des capacités à s'exprimer dans un cadre collectif ou des asymétries d'information, comme nous venons de le souligner. Ces points jouent notamment un rôle important dans les jugements qui vont être portés sur les arguments de réfutation et créent des biais importants dans les processus de convergence des opinions.

C'est pourquoi il nous semble que les processus de co-construction n'offrent pas l'opportunité d'adopter une position scientifiquement rigoureuse s'il n'existe pas un élément qui permette de corriger ces risques de biais. Cet élément, c'est le médiateur. Comme nous l'avons déjà souligné plus haut, pour Callon, Lascoumes et Barthe (2001), seuls les nouveaux métiers de médiateur, d'animateur, de traducteur, de négociateur, etc. peuvent permettre de traiter sérieusement la question de la démocratie technique. Ils doivent en particulier faciliter l'entrée dans les débats publics des acteurs qui en sont traditionnellement exclus.

Le médiateur joue donc un rôle central dans le processus de co-construction car il doit veiller à ce que l'ensemble du processus soit bien un processus de démocratie technique, c'est-à-dire un processus qui allie justice (la démocratie) et efficacité (la technique).

Dans le cadre de la modélisation d'accompagnement, la représentativité de l'opinion de chaque participant au sein du groupe de travail doit pouvoir être la plus *juste* possible pour que le processus dans son ensemble soit le plus *efficace* possible. En effet, c'est la prise en compte des opinions de chacun dans un contexte de symétrie d'ignorance qui permet de

garantir une certaine objectivité au modèle co-construit. C'est ce principe d'équité qui garantit aussi une réciprocité dans l'échange d'information.

Le médiateur a donc pour fonction et pour responsabilité de garantir que des principes de justice sont respectés. Pour cela, il doit organiser et faciliter les négociations mais aussi et surtout équilibrer – du mieux qu'il le peut – les rapports de force au sein du groupe.

Dans le cas d'Ouessant, le médiateur extérieur avait de nombreux avantages pour remplir cette fonction et bénéficier d'une forte légitimité:

- Une méthode, tout d'abord, qui lui permettait de réorienter en permanence les discussions sur les interactions société-nature et de ne pas les laisser s'ancrer dans un seul champ disciplinaire. L'objectif de cette méthode est de souligner en permanence les interdépendances qui existent entre les dynamiques sociales et écologiques, et de ne jamais laisser une question isolée des autres.
- Une position centrale et extérieure, ensuite, en tant qu'initiateur, porteur et principal animateur du projet. En tant qu'animateur, c'est lui qui posait les questions. Cette position lui permettait d'orienter les négociations, de trancher les discussions ou de fournir les arguments qui facilitaient la prise de décision quand les négociations étaient bloquées.
- Des connaissances précises sur les processus d'enrichissement, sur la modélisation multi-agents, sur les processus de co-construction, sur les questions écologiques et sociales, qui lui permettaient de souligner des incohérences ou de fournir là encore les arguments techniques, disciplinaires ou épistémologiques essentiels pour la poursuite du débat.

C'est pourquoi le médiateur est au centre de toutes les discussions et à la base des principes de justice qui permettent de gouverner les relations entre les participants.

Sans le médiateur extérieur, les écologues n'auraient vraisemblablement pas souhaité que l'on aille aussi loin dans le détail des comportements humains, les étudiants en thèse auraient eu de grandes difficultés à défendre leur point de vue face à leurs professeurs, l'écologue du paysage n'aurait sans doute pas fait les concessions nécessaires pour qu'il soit possible de prendre en compte la dynamique de population des craves à bec rouge.

Cela soulève cependant la question des capacités du médiateur pour la réalisation des processus de co-construction. Pour faire face à cette question à la fois éthique et technique, les chercheurs qui travaillent sur la modélisation d'accompagnement ont mis en place une charte

nommée *ComMod* (<http://cormas.cirad.fr/fr/reseaux/ComMod/index.htm>) que nous avons décrite dans la section 2 du troisième chapitre.

Cette charte ne résoud cependant pas tout.

En effet, composer des groupes de travail pour co-construire des outils d'aide à la décision ou des outils de communication est un exercice délicat et compliqué à mettre en œuvre, dont le résultat dépend d'un grand nombre de facteurs humains.

Par ailleurs, le médiateur a une expérience passée, un domaine de spécialité, etc. qui le rendent forcément plus sensible à certaines questions qu'à d'autres. Ainsi, le médiateur et l'ethnologue ont souvent eu des difficultés à se comprendre car le médiateur n'était pas ethnologue de formation.

Enfin, il est nécessaire d'évaluer la qualité des participants : leur volonté à travailler dans un groupe interdisciplinaire, l'ouverture d'esprit, l'honnêteté, le goût pour l'échange, la curiosité, la tolérance... Autant de paramètres relativement peu « objectifs » et qui vont pourtant avoir une importance clé dans le processus de co-construction.

d- Quelques indicateurs pour évaluer le processus de co-construction

Les indicateurs qu'il est possible de prendre en compte pour évaluer le processus de co-construction sont de différentes natures :

- Les *indicateurs de coûts de transaction* liés à l'organisation de la construction du modèle.
- Les *indicateurs organisationnels* concernant le degré de démocratie technique adopté dans le travail de co-construction.
- Les *indicateurs procéduraux* relatifs à l'égalité, la clarté et la transparence des règles de procédure utilisées pour la co-construction.

Les indicateurs de coûts de transaction.

Les coûts de transaction liés à la co-construction se sont traduits par un investissement lourd en temps et en personnes.

Tout d'abord, car la modélisation s'est étalée sur 3 ans (2 réunions de 2 jours par an). Pour chacune des réunions, entre 5 et 10 personnes devaient être présentes. Un modélisateur a par ailleurs investi le tiers de son temps sur ce projet. Cela nécessitait enfin le déplacement de l'animateur extérieur qui tournait entre les réserves de biosphère participant au programme. A

l'échelle de la France, chaque réserve devait mobiliser les mêmes ressources. Une réunion plénière annuelle permettait de mettre en commun les résultats obtenus dans les différentes réserves. Ce programme a donc mobilisé beaucoup de temps et de personnes.

La question des coûts de transaction offre cependant un angle d'analyse relativement biaisé lorsqu'on parle de co-construction selon nous. En effet, il est plus facile de mesurer les coûts de transaction qui existent, que ceux qui disparaissent, en particulier lorsque cette réduction se fait sur des échelles de temps qui ne sont pas forcément celles du processus de co-construction lui-même.

Il est cependant possible d'identifier des indicateurs simples qui permettent de dire si la communauté d'intérêt, qui s'est formée autour du modèle, va survivre à la disparition du projet (poursuite de travaux en commun, utilisation du modèle dans une perspective interdisciplinaire, affinement du modèle...), c'est-à-dire si la démarche d'accompagnement aura finalement bien permis de réduire les coûts de transaction entre les scientifiques ayant participé au projet.

Un indicateur qui offre une bonne approximation de cela est l'intensité des interactions entre les participants. Or, aucun échange n'a eu lieu entre les participants en dehors des réunions semestrielles. Seul le modélisateur a fait vivre le processus en travaillant avec certains chercheurs sur des questions précises – comme la dynamique de la population de craves par exemple. Ce manque d'échange est le principal élément qui permet de penser que la communauté d'intérêt qui s'est formée autour de la question de la friche ne survivra pas à l'arrêt du programme. Cela ne veut pas dire, cependant, qu'il n'y aura pas une nouvelle communauté d'intérêt à émerger à partir de l'usage du modèle si des projets de recherche interdisciplinaires sont poursuivis à partir de cet outil. Il sera donc intéressant de faire un retour sur l'expérience menée d'ici une année ou deux pour évaluer les effets nets de ce processus de co-construction.

Un autre point important concernant cette question des coûts de transaction est lié à l'usage du modèle en tant qu'outil de concertation. En fait, il est très probable que le modèle ne servira pas d'outil de concertation pour la réserve de biosphère, contrairement à ce qui était initialement prévu. En effet, le gestionnaire ne s'est pas approprié le modèle et il a même plutôt été une source de coûts de transaction pour le processus. Ainsi, il n'a pas participé aux réunions de co-construction mais n'a jamais non plus annoncé qu'il n'y participerait pas ou proposé un remplaçant. Il n'a jamais fait circuler d'informations qui auraient pu être utiles au programme. Enfin, il n'a pas fait de publicité au programme de co-construction, que se soit au niveau du PNRA ou de la population d'Ouessant. La conclusion est qu'il avait

vraisemblablement plus à perdre qu'à gagner en entrant dans un processus de mutualisation des connaissances qui aurait conduit à une réduction des asymétries d'information.

Un dernier élément qui semble pouvoir représenter une source de coûts de transaction dans le projet est le modèle lui-même.

Tout d'abord, car l'intérêt des SMA n'est pas apparu clairement aux personnes qui n'avaient pas suivi la formation CORMAS. Par ailleurs, participer à la construction d'un outil dont on ne connaît pas les caractéristiques techniques est relativement frustrant.

Ensuite, des zones d'incertitude importantes subsistent dans le modèle, notamment à propos des dynamiques végétales représentées, car les stages n'ont pas apporté les informations nécessaires à une meilleure compréhension des dynamiques en jeu.

Enfin, le modèle crée de nouveaux coûts de transaction du fait de sa richesse. Deux indicateurs clés permettent de mesurer cela : le temps d'initialisation du modèle qui est de 18 minutes et le temps d'une simulation moyenne qui est de 2 heures. Cela réduit sa convivialité et donc ses capacités à représenter un outil de concertation concernant la question de l'enfrichement.

Les indicateurs organisationnels.

Les indicateurs organisationnels sont ceux qui sont utilisés par Callon, Lascoumes et Barthe (2001) pour évaluer le niveau de démocratie technique des procédures impliquant des acteurs profanes (tableau 25).

Tableau 25 : Le degré de dialogisme de l'organisation des processus de démocratie technique pour le processus de co-construction à Ouessant.

Critères	Sous-critères	Valeurs
Intensité	<ul style="list-style-type: none"> - degré de précocité de l'engagement des profanes dans l'exploration des mondes possibles - degré d'intensité du souci de composition du collectif 	Inexistante
Ouverture	<ul style="list-style-type: none"> - degré de diversité des groupes consultés et degré de leur indépendance vis-à-vis des groupes d'action constitués - degré de contrôle de la représentativité des porte-parole des groupes impliqués dans le débat 	Inexistante
Qualité	<ul style="list-style-type: none"> - degré de sérieux des prises de parole - degré de continuité des prises de parole 	Inexistante

Source : Callon, Lascoumes et Barthes, 2001, p.219

Les indicateurs organisationnels sont inexistant car les profanes n'ont pas été impliqués dans le processus de co-construction.

Initialement, cette participation était cependant prévue. Elle devait prendre deux formes : la première consistait en la participation du gestionnaire, qui n'a donc pu avoir lieu ; la seconde était fondée sur une restitution auprès de la population en face à face avec les acteurs représentés dans le modèle.

Pour ce qui concerne la restitution, l'objectif était de demander aux acteurs locaux s'ils étaient d'accord avec la représentation qui était faite de leurs activités dans le modèle et si ce n'était pas le cas, d'adapter le modèle. Cette méthode ne relève pas d'une réelle démocratie technique mais représente un premier niveau de co-construction consistant à réaliser un retour sur le terrain. Cependant, cette restitution en face à face n'a, jusqu'à présent, pas pu être réalisée. Or, si dans les autres réserves de biosphère qui ont participé au programme MAB-IFB il est fort probable que cela puisse se faire par le biais des gestionnaires, ce ne sera vraisemblablement pas le cas pour Ouessant. Il est donc difficile de parler d'un processus de démocratie technique d'un point de vue organisationnel.

Si l'on élargit l'évaluation organisationnelle au groupe interdisciplinaire, il est cependant possible de proposer un nouveau bilan plus positif (tableau 26).

Tableau 26 : Le degré de dialogisme de l'organisation des processus de démocratie technique entre les disciplines.

Critères	Sous-critères	Valeurs
Intensité	<ul style="list-style-type: none"> - degré de précocité de l'engagement des disciplines dans l'exploration des mondes possibles - degré d'intensité du souci de composition du collectif 	Moyenne
Ouverture	<ul style="list-style-type: none"> - degré de diversité des disciplines consultées et degré de leur indépendance vis-à-vis des groupes d'action constitués - degré de contrôle de la représentativité des disciplines impliquées dans le débat 	Forte
Qualité	<ul style="list-style-type: none"> - degré de sérieux des prises de parole - degré de continuité des prises de parole 	Moyenne

Source : Callon, Lascoumes et Barthes, 2001, p.219

En ce qui concerne le critère d'*intensité*, le degré de *précocité* de l'engagement des disciplines a été très important. En revanche, le *souci de composition* du collectif a été relativement faible pour deux raisons. Tout d'abord, car il a suivi une démarche en top-down, l'initiative du projet étant liée à un coordinateur national¹³⁵. Ensuite parce qu'à l'échelle locale, le collectif a

¹³⁵ Cette démarche top-down était rendue nécessaire par le fait que l'objectif était de comparer différentes situations grâce au réseau des réserves de biosphère, et d'en tirer des enseignements communs.

été composé à partir d'un réseau de relations et non pas à partir d'un intérêt commun pour le travail interdisciplinaire ou pour la question de l'enfrichement sur l'île d'Ouessant.

En ce qui concerne l'*ouverture* de l'organisation des débats, il est clair que le grand nombre de disciplines présentes est un des éléments importants du processus de co-construction réalisé à Ouessant.

Le *degré de sérieux* de la prise de parole, qui repose sur les moyens dont disposaient les différentes parties pour argumenter, a été bon, même s'il faut souligner que les participants qui avaient suivi la formation CORMAS bénéficiaient d'un avantage.

La *continuité de la prise de parole* dans le cadre du programme MAB-IFB s'est traduite par la participation continue au processus de co-construction. Il s'agissait d'un paramètre très difficile à gérer car cela nécessitait de pouvoir mobiliser l'ensemble des participants à chaque réunion. Il peut en effet suffire d'une absence pour : ne plus voir les informations dont on était le porteur représentées ; passer à côté d'une information essentielle à l'avancement du processus ; remettre en cause des points qui ont déjà été discutés et bloquer ainsi le travail ; ne plus considérer le modèle comme légitime. Cette question de la participation continue de toutes les parties prenantes est donc essentielle à la qualité du processus de démocratie technique. Dans le cas d'Ouessant, cette mobilisation a été forte avec une participation continue des mêmes personnes tout au long des trois ans¹³⁶.

Les indicateurs procéduraux.

Les indicateurs procéduraux concernent les règles du jeu qui ont permis de réaliser la co-construction (tableau 27).

Tableau 27 : La mise en œuvre des procédures.

Critère	Valeur
Egalité des conditions d'accès aux débats	Forte
Transparence et traçabilité des débats	Forte
Clarté des règles organisant les débats	Forte

Source : Callon, Lascoumes et Barthes, 2001, p.223

Les indicateurs procéduraux sont d'un niveau élevé pour plusieurs raisons. Tout d'abord, car les règles constitutives du processus de co-construction sont transparentes, claires et fondées

¹³⁶ Il y a cependant eu quelques absences liées aux obligations des participants qui ont conduit à ce que certaines conventions soient remises en causes lors des réunions suivantes.

sur une charte éthique qui vise à limiter au maximum l'instrumentalisation de cette méthode. Ensuite, car les règles régulatrices qui ont permis d'organiser les débats sont elles aussi très claires et définies étape par étape. Les comptes rendus réalisés après chaque réunion ont par ailleurs garanti un maximum de traçabilité concernant le processus de co-construction du modèle. Des fiches acteurs, retraçant l'ensemble des critères qui ont été pris en considération pour identifier et paramétrer ces agents, ont par ailleurs été réalisées par d'autres réserves de biosphère. Enfin, l'égalité des conditions d'accès aux débats est garantie par le médiateur extérieur comme nous l'avons expliqué plus haut.

Conclusion

Un premier résultat du travail réalisé à Ouessant est que les indicateurs Pression-Etat-Réponse, traditionnellement utilisés pour décrire les interactions société-nature, offrent un outil d'information assez pauvre à une échelle où il est nécessaire d'avoir une compréhension plus fine des mécanismes en présence.

Les SMA ont fourni un outil alternatif intéressant pour développer des indicateurs d'interactions qui permettent de mieux appréhender le problème de l'enfrichement sur l'île. Le modèle a offert un outil assez flexible pour pouvoir articuler différentes échelles et traiter la question de la friche dans une perspective interdisciplinaire. Par ailleurs, le processus de co-construction a bien permis de réduire les coûts de transaction entre les disciplines et de créer une communauté d'intérêt autour de la question de l'enfrichement. Il faut cependant insister sur quelques points qui montrent en quoi le travail de co-construction représente un processus délicat à réaliser.

Le premier est que le SMA développé à Ouessant ne peut représenter un outil de concertation pour traiter la question de l'enfrichement sur l'île car les gestionnaires de la réserve ne se sont pas investis dans le travail de co-construction du modèle. La question de la participation apparaît ainsi comme la première source de vulnérabilité des processus de co-construction. Il faut une bonne représentativité des communautés de pratique locales dans ce processus pour construire un véritable outil de médiation et cela n'est pas simple à réaliser, même lorsqu'on se contente d'inviter les gestionnaires. Le processus de co-construction réalisé à Ouessant a ainsi représenté un travail scientifique original mais pas un véritable processus de démocratie technique.

Le second point est que le processus laisse la place à de nombreux biais liés aux capacités des participants à s'exprimer dans un cadre collectif, aux statuts des participants, à la volonté de

prendre en compte toutes les opinions, à la complexité du contexte social dans lequel a lieu le travail de co-construction. Cela montre le rôle essentiel du modélisateur-médiateur dans les débats. C'est ce dernier qui va pouvoir garantir une certaine extériorité au modèle en gouvernant les interactions sociales qui sont à l'origine de sa structure. Pour cela, il doit veiller à ce que des règles de construction précises soient respectées. Sans cela, les principes de justice ne pourront être garantis et le modèle ne pourra être considéré comme pertinent par les participants.

Le troisième point important est qu'à vouloir prendre en compte de nombreux paramètres concernant les interactions, on en arrive à construire un modèle très lourd. Le modèle perd ainsi en convivialité ce qu'il gagne en précision et cela pose la question de ses capacités à offrir un outil de concertation.

Une piste pour dépasser ce problème est d'utiliser des jeux de rôle qui permettent d'ouvrir la boîte noire que représente le modèle. La mise en place d'un tel jeu de rôle a été initiée pour Ouessant mais il est trop tôt pour en évaluer l'efficacité.

Chapitre 5 : La co-construction d'indicateurs d'interactions dans quatre réserves de biosphère d'Afrique de l'Ouest

Introduction

Les politiques publiques liées à la conservation de la nature réalisées dans les PED au cours des cinquante dernières années ont souvent eu pour objectifs de réaliser des innovations institutionnelles à travers la création de réserves (représentant aujourd'hui 11 % des surfaces émergées de la planète) et de faire disparaître ainsi les pressions exercées par l'homme sur la biodiversité (Adams et al., 2004 ; Génot et Barbault, 2004 ; UNRISD, 1995).

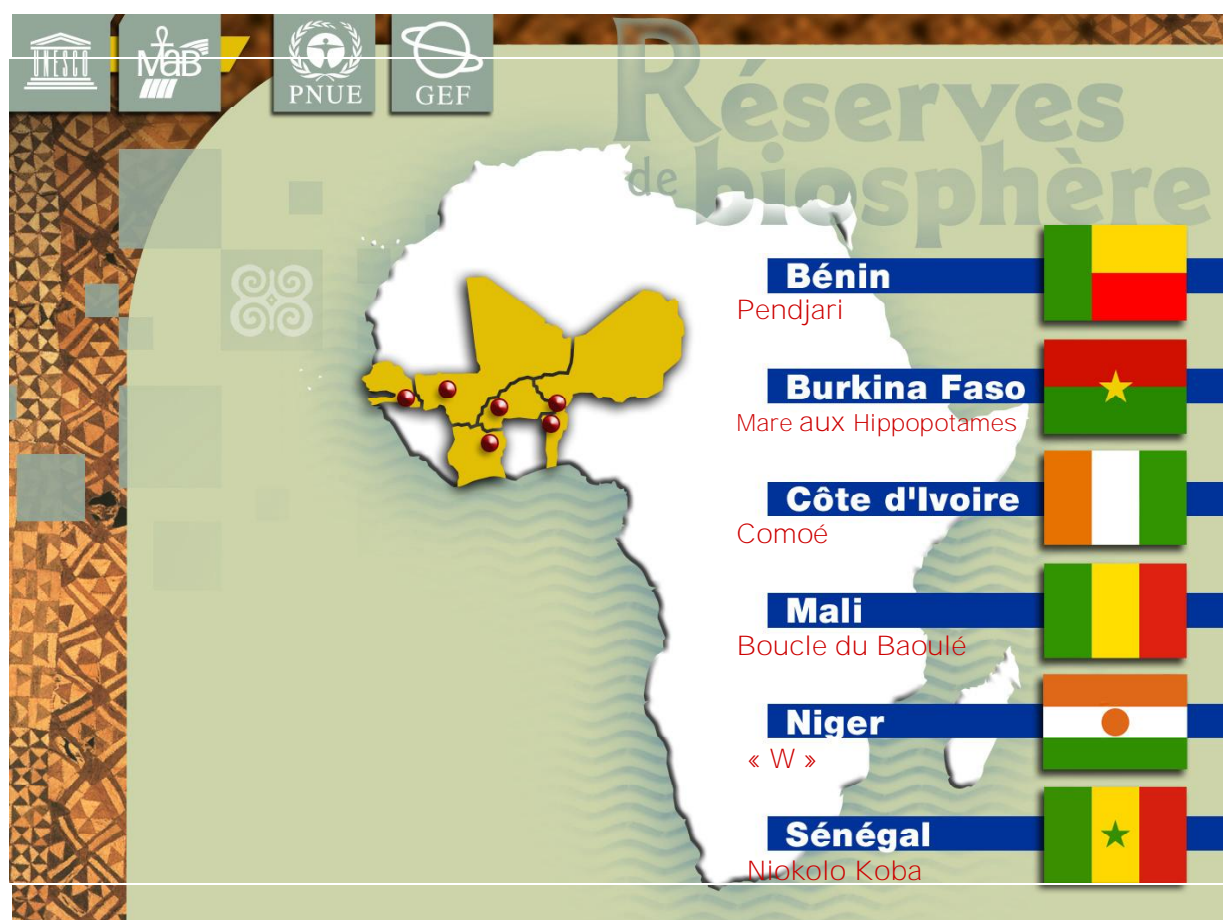
Le problème essentiel de ces politiques publiques est la myopie dont elles firent preuve (Gunderson et Holling, 2002). Les politiques de conservation n'ont vu en l'homme qu'une source de dangers pour la biodiversité et elles se sont attachées à supprimer cette source en mettant la nature sous cloche. Cette myopie est en grande partie liée au recours à des agences et à des experts extrêmement spécialisés dans le domaine de la conservation mais peu compétents pour appréhender les conséquences sur des paramètres connexes. Ainsi, la non-prise en compte des contraintes de développement dans les PED a conduit à spolier des populations le plus souvent démunies. Ce manque de prise en compte des populations locales, combiné à une absence de moyens de contrôle des accès aux réserves, a finalement contribué à créer des situations d'accès libre et à accroître la disparition de la biodiversité dans ces zones (Adams et al. , 2004 ; UNRISD, 1995). L'effet net des politiques de conservation dans les zones rurales des PED est ainsi difficile à évaluer mais il est probable que ces politiques ont surtout été, au cours des cinquante dernières années, une source d'insécurité humaine elle-même à l'origine d'un accroissement de l'érosion des services écosystémiques (MEA, 2005 ; Comité International de la Croix Rouge, 1999). C'est pourquoi un des buts des politiques de conservation aujourd'hui est de réconcilier les objectifs de protection de la biodiversité avec ceux du développement humain. Cependant, si cette préoccupation apparaît comme de plus en plus partagée, les outils institutionnels et techniques permettant de réaliser de telles politiques publiques sont encore peu nombreux (Adams et al., 2004).

Pour faire face aux objectifs de développement durable dans les zones rurales des PED, il est nécessaire de mettre en place de nouveaux outils ainsi que de nouvelles procédures d'expertise afin d'appuyer les innovations permettant de créer des synergies entre mesures de conservation et politiques de développement.

Une innovation institutionnelle notable dans le domaine de la conservation a été la création du programme sur l'Homme et la Biosphère. Une autre innovation majeure, technique celle-là, est le développement, ces dernières années, d'indicateurs d'interactions société-nature.

Le travail qui est présenté ici concerne ces deux formes d'innovations puisqu'il a été réalisé à partir d'une participation¹³⁷ à un programme de recherche sur les indicateurs d'interactions lancé par le projet régional UNESCO-MAB/UNEP-GEF sur le renforcement des capacités dans six réserves de biosphère d'Afrique de l'Ouest (Pendjari au Bénin, Mare aux Hippopotames (RBMH) au Burkina Faso, Comoé en Côte d'Ivoire, Boucle du Baoulé (RBBB) au Mali, W (RBW) au Niger et Niokolo Koba (RBNK) au Sénégal) (carte 5) : *Renforcement des capacités scientifiques et techniques pour une gestion effective et une utilisation durable de la diversité biologique dans les réserves de biosphère des zones arides d'Afrique de l'Ouest.*

Carte 5 : Les réserves de biosphère participant au programme UNESCO-MAB/UNEP-GEF.



Source : MAB

¹³⁷ Cette participation a consisté en l'animation de la première phase de construction des indicateurs d'interactions dans quatre réserves de biosphère.

Ces six réserves connaissent des problèmes importants d'érosion de la biodiversité et partagent des enjeux de conservation communs aux zones de savanes arides et semi-arides. Ces enjeux sont liés à des activités que l'on retrouve dans l'ensemble de la sous-région : l'agriculture, le pastoralisme, la chasse, l'élevage, le tourisme et la cueillette (UNESCO, 2002). Les réserves ont des superficies très différentes qui vont de 18 000 ha (Mare aux Hippopotames) à 2 500 000 ha (Boucle du Baoulé).

Il est apparu nécessaire de mettre au point des outils pour renforcer les capacités de dialogue et de gestion des acteurs locaux et nationaux, de manière à faciliter l'émergence d'une co-gestion adaptative de la biodiversité. Le programme de co-construction d'indicateurs d'interactions lancé dans ces sites a en partie pour objectif de renforcer ces capacités.

Section 1 : La co-construction d'indicateurs d'interactions

a- Histoire du programme de co-construction des indicateurs d'interactions

La réflexion sur les indicateurs d'interactions a été initiée suite aux discussions qui ont eu lieu lors de l'atelier régional qui s'est tenu au bureau de Dakar en 2002 (UNESCO, 2002). Plusieurs points ont émergé lors de cet atelier, parmi lesquels :

- Le manque de pluridisciplinarité et l'absence des sciences sociales dans les problèmes de conservation.
- Les besoins en indicateurs de suivi écologiques.
- Les besoins en indicateurs de pressions sur les ressources naturelles renouvelables.
- La nécessité de prendre en compte les savoirs locaux.
- La nécessité de développer des programmes participatifs prenant en compte les acteurs locaux.

En 2003, grâce à une subvention du ministère des affaires étrangères de la République Française, un atelier régional sur le dialogue et la concertation dans les réserves de biosphère s'est tenu dans la Réserve de Biosphère de la Pendjari au Bénin (UNESCO, 2003). Cet atelier avait pour principal objectif de travailler sur les perceptions des différents acteurs intervenant dans les réserves de biosphère, et de capitaliser sur les méthodes existantes de concertation et

de médiation. Les délégations de chaque pays étaient composées d'un représentant des communautés locales, du gestionnaire de la réserve de biosphère et du point focal du comité national MAB. Trois formateurs avaient été recrutés par le Secrétariat du MAB. Un exercice de co-construction d'une réserve de biosphère basé sur l'identification des acteurs, des ressources, des usages, des dynamiques écologiques et des interactions entre ces différents éléments a permis de mettre en relief les différences de perception des acteurs et d'identifier des pressions sur certaines ressources dans cette réserve de biosphère ainsi que des sources potentielles de conflits (Etienne, 2006). Cette méthodologie servira de base pour la co-construction des indicateurs d'interactions qui s'inspire des méthodes de « modélisation d'accompagnement » que nous avons décrites plus haut.

Enfin, lors du dernier atelier technique régional qui s'est tenu au siège de l'UNESCO à Paris en janvier 2004, il a été recommandé que chaque pays, compte tenu de la gamme variée des indicateurs à construire et à utiliser dans le cadre du projet régional – indicateurs de résultats du GEF (Global Environment Facility), indicateurs de suivi et indicateurs d'interactions –, désigne un point focal indicateur (UNESCO, 2004). Les points focaux ont pour principales tâches de coordonner, de suivre, d'évaluer et d'animer le processus de co-construction des indicateurs en s'appuyant sur des médiateurs locaux dans chaque réserve de biosphère.

La mise en place de ces indicateurs doit être basée sur une méthodologie qui respecte les attentes exprimées lors des premières réunions techniques : approche interdisciplinaire, participative et prenant en compte les savoirs locaux. Ces indicateurs doivent avoir pour objet : de permettre un suivi des principales ressources naturelles renouvelables des réserves de biosphère et des activités humaines qui s'y rapportent ; de comprendre les relations qui existent entre ces activités et les dynamiques des ressources ; de clarifier la question des impacts sur les écosystèmes.

Ce programme de travail sur les indicateurs vient en appui au programme de recherche à mettre en œuvre pendant les quatre années du projet et doit rechercher des synergies avec les travaux sur les savoirs locaux. Ce travail de co-construction des indicateurs d'interactions doit s'étaler sur deux années. Il repose sur deux volets.

Le premier volet a pour objectif de prendre en compte certaines interactions qui auront un impact direct ou indirect sur l'évolution de la biodiversité. Cela comprend les interactions écologiques, les interactions entre les activités humaines et les dynamiques de la biodiversité, mais aussi les interactions sociales à propos de la biodiversité – en effet, une réserve implique

des règles d'usage et d'accès, des sanctions et des conflits, qui renvoient à ces interactions sociales. L'objectif de ce premier volet est de disposer d'indicateurs dynamiques qui tiennent compte de la complexité des problèmes d'usage des ressources biologiques.

Le second volet a pour but que ces indicateurs soient fondés sur un processus de co-construction, c'est-à-dire un travail collectif intégrant la majorité sinon l'ensemble des représentants des activités présentes dans les réserves de biosphère et concernées par cette question de la conservation. L'objectif de ce processus est de dépasser les méthodes « experts » classiques et de tenir compte de la diversité des représentations, de manière à produire des indicateurs opérationnels et légitimes pour toutes les parties. Cette approche nécessite de respecter les savoirs profanes et les croyances locales à propos des interactions société-nature. Il s'agit ainsi avant tout d'un processus de mise en commun des « subjectivités », relativement éloigné des méthodes scientifiques « objectives » utilisées par les experts.

En effet les acteurs locaux, dépendants des ressources naturelles renouvelables qui les entourent, disposent des savoirs nécessaires à l'établissement d'un système d'information performant sur leur environnement. Ce qui manque aux populations est simplement la capacité d'organiser et de mettre en perspective ces informations : suivi, articulation des connaissances concernant les usages et les ressources, visualisation des liens qui existent entre les différents éléments, etc. Un des rôles des scientifiques est donc d'aider à organiser toutes ces informations disparates et de les compléter de manière à en tirer des systèmes d'information opérationnels et parlants pour toutes les communautés de pratique qui co-existent au sein des réserves de biosphère, et permettre ainsi une meilleure communication à propos des interactions société-nature.

L'approche préconisée par le programme MAB pour conserver la biodiversité est en effet d'avoir recours aux processus de concertation (Bouamrane, 2006). Cela signifie fournir aux acteurs des réserves, des outils pour coordonner leurs représentations, leurs intérêts et leurs opinions, souvent divergents, en vue de faciliter un travail en commun à propos des objectifs de développement et de conservation, et mettre ainsi en place un système de co-gestion adaptative.

Le travail de co-construction a lieu à deux échelles. La première est l'échelle locale. En effet, le processus de co-construction doit avoir un ancrage local et écosystémique de manière à permettre des diagnostics locaux et à décrire en profondeur les structures significatives concernant les interactions société-nature à cette échelle. La seconde est l'échelle régionale correspondant au réseau des réserves participant au programme. Ainsi, le travail de co-

construction doit permettre, grâce à un processus en bottom-up, d'adopter une perspective généraliste qui se caractérise par une mise en commun des diagnostics locaux en vue d'identifier des indicateurs qui font sens aussi bien à l'échelle locale que régionale.

La première phase du travail de co-construction (octobre 2004-novembre 2005) se fixe six objectifs : élaboration et test d'un protocole commun de co-construction (1), mise en place et test d'un processus participatif (2), production d'information sur les usages des ressources (3), mise en relief des synergies entre les savoirs locaux et les besoins en formations (4), identification des outils pour utiliser les indicateurs au travers de simulations (5), intégration des contraintes de réalisme en ce qui concerne la disponibilité en données (6).

Le véritable lancement du programme de co-construction a eu lieu lors de la réunion des six points focaux à Ouagadougou (Burkina Faso) dans le cadre du colloque sur les Evaluations d'Impacts au mois de septembre 2004. Cette réunion était animée par le consultant UNESCO qui a présenté un premier protocole de co-construction en partant des travaux que Michel Etienne avait réalisés à la Pendjari en 2003 (UNESCO, 2003), eux-mêmes inspirés de la GIRN que nous avons décrite dans le deuxième chapitre. Le protocole est simple et pragmatique. Il se traduit par la co-construction d'un système d'interactions société-nature étape par étape (Lal et al., 2002 ; Etienne et al., 2003), proche de celui que nous avons décrit dans la section 2 du chapitre 4.

Les points focaux ont fait plusieurs remarques à la suite de cette présentation. Tout d'abord, la notion d'indicateurs d'interactions ne parle pas aux points focaux qui sont plutôt habitués aux indicateurs de suivi d'état de la biodiversité ou de pression que cette dernière subit. Ensuite, il leur semble que prendre en compte ces interactions pose des problèmes de complexité très importants. Un autre point de discussion a été de savoir s'il ne fallait pas plutôt partir des ressources naturelles renouvelables pour réaliser la description des interactions société-nature¹³⁸. Le nombre de représentants des communautés locales devant participer aux processus de co-construction a par ailleurs été longuement discuté. Il est apparu qu'un seul représentant n'était pas suffisant pour prendre en compte les opinions des acteurs locaux mais qu'il était aussi difficile d'intégrer plus de dix représentants des communautés de pratique locales.

¹³⁸ Cette approche visant à faire passer en premier les ressources naturelles renouvelables s'explique par le fait que les points focaux sont tous issus des sciences de l'environnement (géographie physique, botanique, écologie, agronomie, ethnobotanique, foresterie).

Cependant, après un premier test du protocole de co-construction réalisé collectivement avec les points focaux et les communautés de pratique locales de la Réserve de Biosphère de la Mare aux Hippopotames, il est apparu que les représentants des communautés locales préféraient partir des acteurs pour décrire leur système. La question des interactions écologiques a par ailleurs été difficile à traiter pour les personnes participant à cette réunion. Une autre complication a émergé du fait d'un problème de langage qui faisait que les questions n'étaient pas forcément bien comprises par les communautés de pratique locales. A la suite de cette réunion, un travail collectif entre les points focaux a permis d'identifier une liste de questions relativement simples et génériques qu'il faudrait ensuite faire évoluer en fonction des contextes locaux. Il n'est pas question de parler d'« indicateurs » ou de « biodiversité », concepts qui ne renvoient à rien de concret pour les participants¹³⁹, mais de « ressources », de « relations », de « signes » ou de « pratiques ». A partir de ces deux phases de test, le protocole suivant a été adopté :

- *Quelles sont les communautés qui utilisent la réserve ? (On demandera lors de la co-construction de choisir les six acteurs les plus importants pour limiter la complexité)*
- *Quelles richesses ces communautés prélèvent-elles ou tirent-elles de la réserve ?*
- *Avec qui ces communautés sont en relation lors de leurs activités ?*
- *Comment ces communautés se procurent, prélèvent et/ou exploitent ces richesses ?*
- *Quels sont les informations, les critères et les contraintes à partir desquels les communautés font des choix pendant leurs activités¹⁴⁰ ?*
- *Quels sont les signes qui montrent que les ressources sont plus abondantes ou sont plus rares dans la réserve ?*

Les questions relatives aux interactions écologiques devront être traitées en partant des ressources qui sont utilisées par les acteurs identifiés, de manière à limiter la complexité des systèmes décrits.

Ces questions représentent les règles régulatrices communes à partir desquelles il a été collectivement décidé de lancer la première phase du processus de co-construction des indicateurs d'interactions. Elles offrent l'opportunité aux participants de raconter l'« histoire » des acteurs locaux, les relations qu'ils entretiennent, les activités qu'ils mènent, les problèmes qu'ils rencontrent, les choses auxquelles ils croient... Elles doivent permettre

¹³⁹ Si ce n'est à un argumentaire qui fait peser des risques de spoliation sur elles.

¹⁴⁰ Cette formulation assez large vise à identifier ce que nous nommons les « critères d'actions ». Ils représentent les éléments qui structurent les actions individuelles. Ces paramètres peuvent être liés à des informations, des institutions, des interactions sociales, des besoins...

de réaliser une description en profondeur des usages de la biodiversité et de mieux comprendre le « comment » mais aussi le « pourquoi » des usages de la biodiversité. Ce sont aussi ces règles communes qui offrent les bases à partir desquelles il sera ensuite possible de procéder à des comparaisons.

Il ne faut cependant pas se bloquer sur un protocole trop rigide. Les questions ont en effet dû être reformulées au fil des terrains, et les réponses n'étaient jamais présentées de la même manière. Il est donc nécessaire d'accepter les changements de forme pour avancer sur le fond.

b- Le processus de co-construction dans les réserves de biosphère

Ce que nous allons présenter ici concerne la première phase de co-construction des indicateurs d'interactions qui a été réalisée entre octobre 2004 et juin 2005. Nous ne traitons ici que les résultats du travail mené dans quatre réserves (Mare aux Hippopotames, W, Boucle du Baoulé et Niokolo Koba) car nous n'avons pas participé au travail mené à la Pendjari et à la Comoé.

Pour le lancement du travail de co-construction, deux phases étaient nécessaires.

La première étape consistait à aller, avec l'appui des points focaux, à la rencontre des représentants des communautés locales afin d'établir un premier contact, de lancer des discussions à propos des grandes problématiques locales, d'expliquer les objectifs du travail, de mieux appréhender et comprendre les situations institutionnelles et écologiques dans lesquelles évoluent les acteurs. Les rencontres ont lieu avec des groupements professionnels, des groupements d'intérêts, des villages ou des représentants de communautés de pratique. Les discussions sont centrées sur les aspects liés à l'accès et aux usages de la biodiversité – notamment identification des ressources pour les acteurs, diminution de certaines ressources, conflits d'accès ou d'usage, relations des communautés locales avec le personnel de la réserve de biosphère... Lors de ces rencontres, il est demandé aux personnes présentes de désigner un représentant qui pourra parler en leur nom lors d'une réunion de travail ayant lieu la semaine suivante. Il est précisé que ce représentant devra procéder à des restitutions dans son village et auprès des groupements qu'il représente (chasseurs, pêcheurs, éleveurs, etc.). Par ailleurs, il est prévu que les gestionnaires tiendront informés ces représentants des évolutions du programme après la fin de cette première phase de travail.

Le choix des acteurs et des groupements rencontrés est fonction de plusieurs critères :

- Représentativité des activités existant dans la réserve de biosphère.

- Représentativité des villages situés dans la réserve de biosphère (dans les aires de transition pour la plupart).
- Représentativité des groupements à faible statut.

Les rencontres réalisées ont également été liées à des facteurs subjectifs comme les contraintes géographiques et de temps, les réseaux de relation des points focaux ou des gestionnaires et parfois même le hasard (tableau 28).

Tableau 28 : Groupements ou personnes rencontrées pendant la première phase de travail.

Réserve de Biosphère de la Mare aux Hippopotames	Réserve de Biosphère du W	Réserve de Biosphère de la Boucle du Baoulé	Réserve de Biosphère du Niokolo Koba
Président du groupement de pêcheurs de Balla	Groupement des apiculteurs de Moli	Représentants du village et des éleveurs sédentaires de Wani	Représentants des communautés de pratique du village de Médinacouta
Président du groupement des éleveurs professionnels	Représentants de l'association des guides de la Tapoa	Représentantes des maraîchères de Wani	Association Sénégalaise des Amis de la Nature
Représentant du groupement des agriculteurs à Balla	Représentants des principales activités du village de Tamou	Représentants des apiculteurs de Missira	Présidente du groupement des femmes de Dialakoto
Présidente du groupement des femmes de Balla	Chef de village et représentants des principales activités du village d'Allambaré	Association de chasseurs de Didjeni	Représentants des communautés de pratique du village de Wassadou
	Chef de village et représentants des principales activités du village de Karey-Kopto	Groupements de femmes de Tiokombougou	Représentant du programme AGIR (projet de conservation local)
	Chef de village et représentants des principales activités du village de Boumba	Représentants des éleveurs peuls transhumants de Dioumara	Représentants des exploitants de rôniers
	Chef de village et représentants du village de Tondey	Représentants des agriculteurs de Sebekoro 1	Chef de périmètre de la bananeraie de Médinacouta
		Représentants des artisans de Minian	Représentant des pêcheurs de Médinacouta
		Représentants des pêcheurs somonos de Missira	Représentantes du groupement des femmes de Médinacouta
			Représentant des cultivateurs Sérères

Cette première phase de travail a également permis d'identifier plusieurs médiateurs potentiels pour la réalisation du processus de co-construction. Ces derniers sont choisis à partir de leur légitimité, aussi bien auprès des populations locales que des gestionnaires, mais

aussi de leur institution d'origine et de leurs expériences de médiation locale. Un objectif est d'avoir deux animateurs n'appartenant pas aux mêmes institutions de manière à ce qu'il existe un certain auto-contrôle.

La deuxième étape, qui dure entre trois et quatre jours, concerne la co-construction des indicateurs d'interactions à proprement parler. Elle consiste à réunir les représentants des acteurs locaux – c'est-à-dire entre dix et quinze personnes –, deux scientifiques connaissant le terrain étudié – l'un issu des sciences sociales et l'autre des sciences de la nature –, un ou deux gestionnaires de la réserve et les deux médiateurs locaux (tableau 29).

Tableau 29 : Communautés de pratique ayant participé au travail de co-construction.

Communautés de pratique ayant participé aux réunions	Réserve de Biosphère de la Mare aux Hippopotames	Réserve de Biosphère du W	Réserve de Biosphère de la Boucle du Baoulé	Réserve de Biosphère du Niokolo Koba
Sciences naturelles	X	X	X	X
Sciences sociales	X			
Animateurs	XX	XX	XX	XX
Éleveurs transhumants			X	
Éleveurs sédentaires			X	
Cultivateurs		X	X	XXX
Maraîchers			X	
Femmes	XX	XX	XX	XX
Chasseurs	X	XX	X	
Tradipraticiens	X			
Exploitants forestiers	X			X
Exploitants de rôniers				X
Apiculteurs		X	X	
Activités touristiques		XX		
Représentants des communautés locales	XX	X	XX	X
Artisans			X	
Pêcheurs	XX	XX	X	X
Forestiers-gestionnaires	XX	XX	XXXX	X
Association environnementale locale				X

Il est possible de noter, au regard des informations contenues dans le tableau 29, la sous-représentation des scientifiques et des sciences sociales en particulier. La sous-représentation des scientifiques est justifiée par la volonté que ces derniers soient au service du processus et ne l'orientent pas directement par leurs opinions. La sous-représentation des sciences sociales est liée à leur sous-représentation dans l'ensemble du programme et à une faible mobilisation des points focaux sur cette question.

L'animation du processus de co-construction est réalisée par les médiateurs. Ils ont pour fonction : de poser les questions qui correspondent aux différentes étapes de la co-construction ; de noter sur un tableau les résultats des discussions ; d'établir un climat de confiance ; de contrebalancer les rapports de pouvoir lors des processus de négociation ; de faire office de traducteurs – les participants ne parlant pas tous la même langue.

Les travaux ont été réalisés dans la principale langue locale de manière à ce que les populations bénéficient d'un avantage symbolique vis-à-vis des scientifiques, du consultant ou des conservateurs qui ne parlent pas, ou mal, ces langues locales et ont tendance à avoir recours au français (tableau 30).

Une solution qui a souvent été adoptée par les animateurs pour dépasser les problèmes de langue et de sens, est l'utilisation d'exemples ou de métaphores. Les discussions sont par ailleurs facilitées par le recours à des outils de médiation – schémas, cartes de la réserve, icônes, figurines, flèches – permettant de formaliser petit à petit les résultats des discussions.

Un autre élément important du processus concerne l'organisation du travail qui doit avoir lieu sous forme de groupe – 2 groupes composés de 4 à 6 personnes. Les groupes de travail ont pour objectif de permettre aux participants de ne pas rester passifs et de lancer des processus de discussions collectives. Les animateurs passent dans les groupes pour vérifier que tout le monde s'exprime et que les questions ont bien été comprises. Après ce travail en groupe, une restitution collective des résultats a lieu, pendant laquelle les participants échangent leurs points de vue et négocient lorsqu'il existe des désaccords sur le choix des acteurs, des ressources ou des interactions. Les discussions se prolongent jusqu'à ce qu'un consensus se forme entre les participants. S'il n'y a pas de consensus possible, les médiateurs tiennent compte des différentes perceptions pour la poursuite du travail. Les médiateurs prennent part aux discussions afin d'organiser les débats, de souligner les regroupements possibles – en vue de limiter le nombre de paramètres à prendre en compte –, d'éviter l'utilisation de termes ne renvoyant à rien de concret ou d'identifier les incohérences dans les descriptions. Ils essaient

par ailleurs de réguler les temps de parole de manière à ce que chaque participant puisse s'exprimer sur les sujets abordés.

Pour une question de lisibilité, il a été décidé de limiter le nombre d'agents représentés dans le système à partir d'un travail en deux temps. Une première phase durant laquelle les animateurs laissent les participants identifier autant d'acteurs qu'ils le souhaitent ; puis, après quinze minutes, les animateurs passent dans chaque groupe et demandent aux participants de sélectionner parmi leur liste, les six acteurs les plus importants¹⁴¹. Les animateurs retiennent ensuite la totalité des acteurs identifiés par les deux groupes – généralement quatre communs aux deux groupes et quatre différents, ce qui fait un total de 8 agents.

Un autre élément important à propos des règles régulatrices était de travailler par étapes comme nous l'avons déjà souligné. En effet, les populations locales ne sont pas habituées à travailler de manière continue sur des questions aussi complexes. Il est donc nécessaire d'avancer petit à petit dans le travail de co-construction et d'adopter une méthodologie qui soit la plus pédagogique possible, quitte à y passer beaucoup de temps. L'objectif premier est en effet que les acteurs locaux puissent s'approprier au maximum le travail réalisé.

Les résultats des différentes étapes étaient synthétisés et retranscrits – grâce à l'utilisation de diagrammes, de tableaux, de cartes, de pictogrammes – par les médiateurs sur du papier kraft accroché au mur. Cela permettait de traduire au fur et à mesure, la description du système d'interactions société-nature et d'offrir une représentation simplifiée des résultats des discussions.

¹⁴¹ Comme le système est décrit à partir de l'histoire des acteurs, cela permet, dans un second temps, de limiter le nombre de ressources et d'interactions à prendre en compte.

Tableau 30 : Quelques traductions en langue locale des questions posées.

Quelques traductions en langue locale des questions posées	Réserve de Biosphère de la Mare aux Hippopotames (<i>Djoula</i>)	Réserve de Biosphère du W (<i>Djerma</i>)	Réserve de Biosphère de la Boucle du Baoulé (<i>Bambara</i>)	Réserve de Biosphère du Niokolo Koba (<i>Peuhl</i>)
« Quels sont les acteurs qui exploitent les richesses naturelles de la réserve pour répondre à leurs besoins ? »	« <i>Jon nin jon lo makoya be bë min nafolow fenw nunu na ?</i> »	« <i>May yon no go in fani da parco tcheso arzaka ga in guey ba huney te ?</i> »	« <i>Barakâ da Jumen ni Jumen de bâ nafa bëniba wula kënë ?</i> »	« <i>Hol sifaa gollobe houtortobe laddé ndé é leydi taarindi wourongo ?</i> »
« Quelles sont les ressources de la réserve pour chacun de ces acteurs ? »	« <i>Nafolow minu bi sérë-aw ka tun ninkémé ?</i> »	« <i>Arzaka fo no goytery kullu go ga infani nda ?</i> »	« <i>Ninbara kçla shegui kelen kelen bâ nafa jumin bë ba wu la kënë ?</i> »	« <i>Hol ko gollobé houtorto é ladé ndé é ko taari wourongo ?</i> »
« Comment les acteurs exploitent, se procurent ou prélèvent leurs ressources ? »			« <i>barakâ koko ni barakâ minanw prepere la tikâli ?</i> »	« <i>é.mine ndjidi pam.none mine hol no gollé démal wadirté ?</i> »
« Quelles sont les relations que cet acteur entretient avec les autres acteurs ? »			« <i>nafa minu w mana sorë, olu don da ye jumân ye ?</i> »	
« Quels sont les informations, les critères et les contraintes à partir desquels les acteurs adoptent des décisions concernant l'exploitation des ressources ? »	« <i>Lamaciânw minu be na ni yâlâ maniw ye an ka baara kâlow la ?</i> »		« <i>Cak° бага ni kelen kelen makob° kibara f°n° ani dalilajuminna kasoro ka aka bara holoda ?</i> »	
« Comment sait-on que les ressources deviennent de plus en plus abondantes ? »	« <i>tamasienw mimba yira ko nofolow desenibe ?</i> »	« <i>I fo no ga nan waran ma bay kay alzaka go ga zabou wala a goga tonton parco tiasso ra ?</i> »		« <i>E dow holli maantoojé nḡandirtone kéw gol maa nafooré houdoko, léddé dé é ndiyame dam, oustima walla beydima ?</i> »
« Comment sait-on que les ressources deviennent de plus en plus rares ? »	« <i>tamasienw mimba yira ko nofolow bi yiriwala ?</i> »			

Les résultats des processus de co-construction sont de plusieurs ordres. Le premier résultat est relatif à l'identification des acteurs (tableau 31), des ressources (tableau 32) et des interactions clés aux yeux des participants.

Tableau 31 : Acteurs retenus lors des réunions de co-construction.

Acteurs retenus lors des réunions de co-construction	Réserve de Biosphère de la Mare aux Hippopotames	Réserve de Biosphère du W	Réserve de Biosphère de la Boucle du Baoulé	Réserve de Biosphère du Niokolo Koba
Cultivateur		X	X	X
Maraîcher			X	
Eleveur	X	X	X	X
Exploitant de bois	X	X	X	X
Cueilleur				X
Pêcheur	X	X	X	X
Tisserand		X		
Chasseur	X	X	X	
Gestionnaire du parc				X
Forgeron		X	X	X
Femme	X			
Apiculteur	X	X	X	
Phacochère				X
Cynocéphale (singe)				X

Tableau 32 : Ressources identifiées pendant les réunions de co-construction.

Ressources retenues lors des réunions de co-construction	Réserve de Biosphère de la Mare aux Hippopotames	Réserve de Biosphère du W	Réserve de Biosphère de la Boucle du Baoulé	Réserve de Biosphère du Niokolo Koba
Eau	X	X	X	
Eau du fleuve				X
Eau de pluie				X
Terre (matière)		X		X
Sol humide			X	
Terre-sol (espace)		X	X	X
Herbe	X	X	X	X
Faune sauvage	X	X	X	
Faune domestique		X		
Arbre		X	X	X
Rônier				X
Bois		X		
Bois mort	X			
Fruits de la cueillette	X			
Abeille	X	X		
Miel			X	
Bambou			X	X
Tertre			X	
Poisson	X	X	X	X
Fumier				X

Etant donné que la plupart des participants était analphabètes, les acteurs et les ressources ont été représentés par des pictogrammes reliés par des flèches (figures 26 et 27).

Figure 26 : Pictogrammes utilisés au Niokolo Koba.

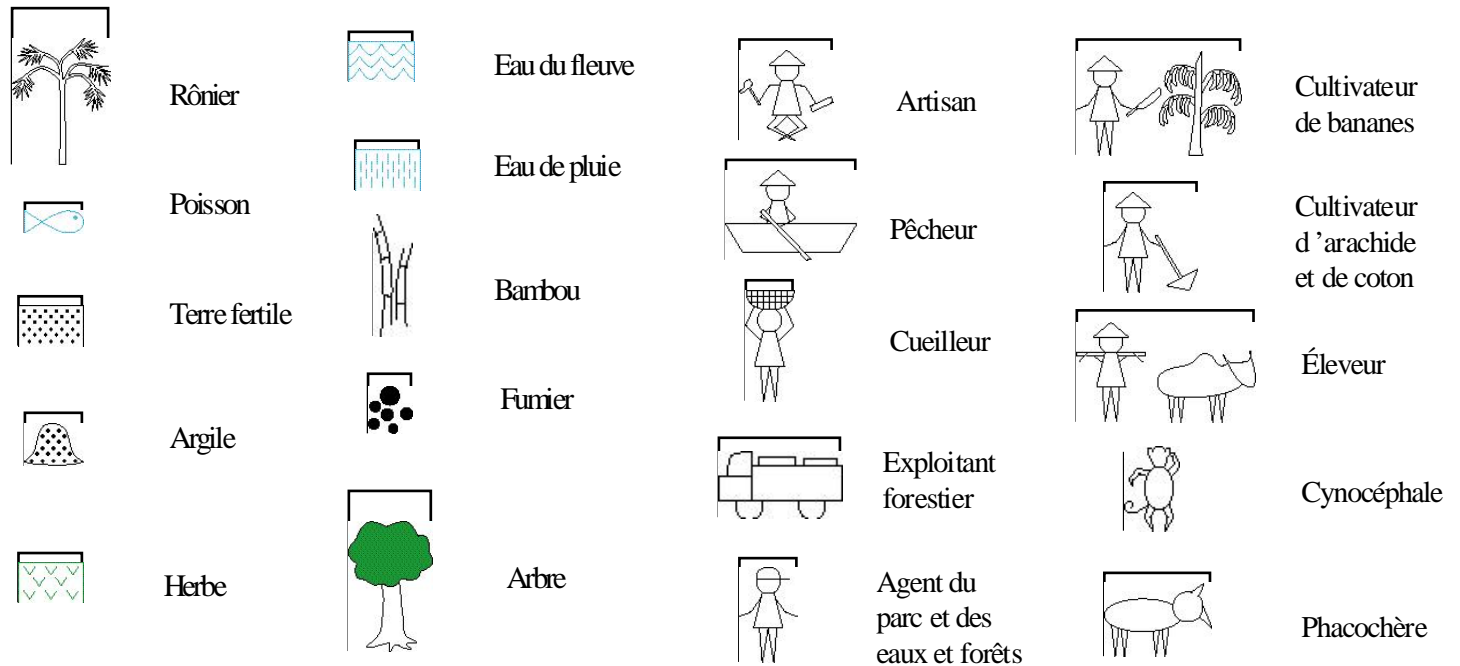
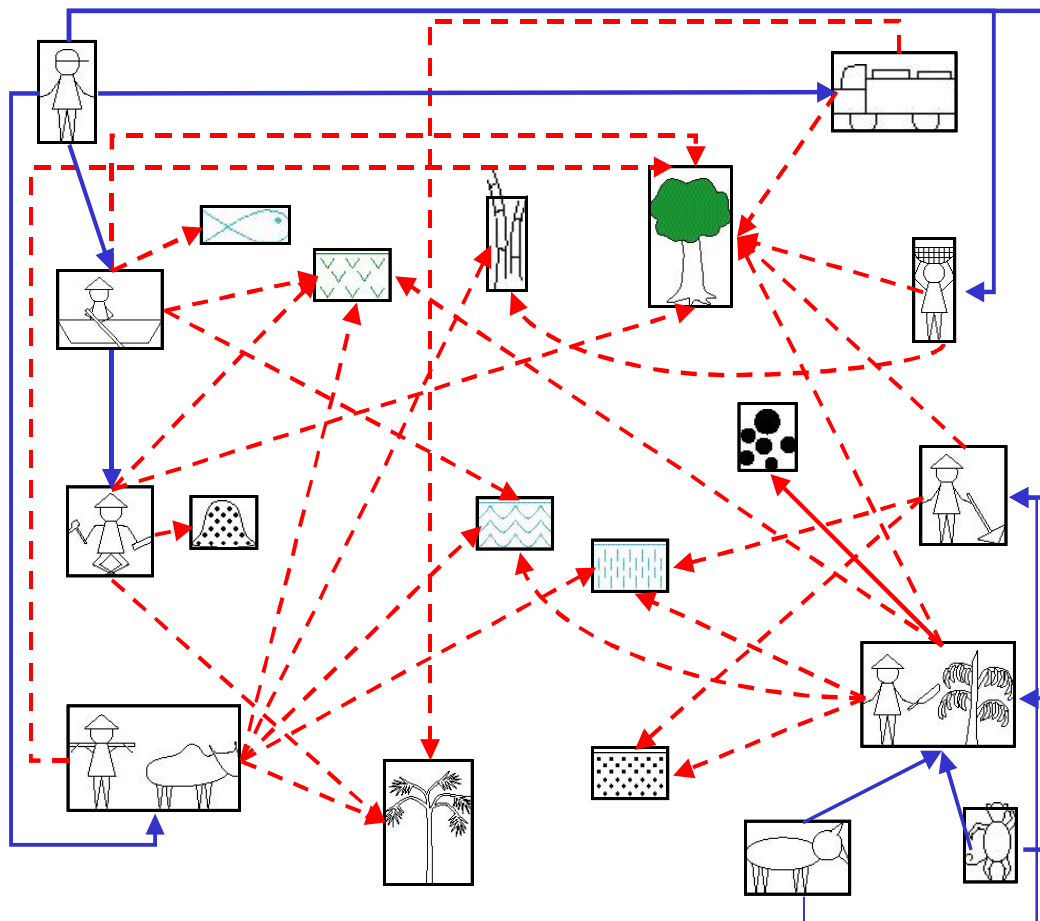


Figure 27 : Exemples d'interactions au Niokolo Koba (flèches continues pour les relations sociales et flèches en pointillé pour les usages de la biodiversité).



Au-delà de ces descriptions, le processus de co-construction a permis de réaliser des diagnostics précis concernant les interactions société-nature dans les réserves de biosphère d'Afrique de l'Ouest et de faire converger les perceptions des scientifiques, des gestionnaires et des différentes communautés de pratique sur cette question.

c- Le contexte des réserves de biosphère d'Afrique de l'Ouest : pertinence des indicateurs PER ?

A la différence des réserves de biosphère occidentales dans lesquelles il est relativement facile d'obtenir des informations sur les interactions société-nature, les réserves de biosphère des PED ne disposent le plus souvent que de peu d'information sur l'état de ces interactions. C'est pourquoi le processus de co-construction offrait en premier lieu l'opportunité de réaliser un petit diagnostic sur ce point (Levrel, 2005a, 2005b). Nous proposons un résumé de ce diagnostic qui est nécessaire pour contextualiser la question des indicateurs d'interactions.

En premier lieu, la situation écologique et institutionnelle des réserves est très hétérogène.

En effet, l'état de la biodiversité semble très bon à la Réserve de Biosphère de la Mare aux Hippopotames et à celle du W avec la présence de nombreux grands mammifères dans cette dernière : éléphants, lions, hippopotames, girafes, buffles et de nombreuses espèces d'antilopes. A l'inverse, les réserves du Niokolo Koba et de la Boucle du Baoulé ont connu une forte érosion de la biodiversité et les grands mammifères ont, pour la plupart, disparu.

En ce qui concerne la situation institutionnelle, un problème récurrent pour les réserves de biosphère est que les gestionnaires qui y travaillent, changent souvent, ce qui ne facilite pas la médiation avec les populations locales. Par ailleurs, les moyens dont disposent les réserves varient en fonction des projets de conservation qui existent dans ces zones. La Boucle du Baoulé et le W bénéficient ainsi des ressources liées à des projets de conservation importants – Projet de partenariat pour l'Amélioration de la Gestion des Ecosystèmes Naturels (PAGEN) pour la RBMH et Programme Régional Ecosystèmes Protégés en Afrique Sahélienne (ECOPAS) pour le W. A l'inverse, le Niokolo Koba et la Boucle du Baoulé ne bénéficient pas actuellement du soutien financier de projets importants ce qui limite leurs moyens. Ceci peut cependant très bien changer rapidement. En effet, les projets vont et viennent. Les ressources et les systèmes d'information qui les accompagnent aussi.

La co-construction a cependant surtout permis de faire un diagnostic concernant les usages de la biodiversité par les populations locales.

Un premier point est que les représentants des populations locales expriment tous le sentiment d'être aujourd'hui dans une impasse en ce qui concerne leurs usages. Ils perçoivent très bien que de nombreuses ressources sont en train de disparaître et que des changements d'usages sont nécessaires, mais ils se sentent dépourvus de moyens pour faire face à ces changements.

Les principales difficultés, pour l'émergence d'usages viables, sont à chercher dans la pauvreté et la dépendance totale des populations vis-à-vis des ressources naturelles renouvelables qui les entourent. Cette pauvreté s'exprime principalement à travers le manque d'opportunités dont souffrent les populations riveraines des réserves de biosphère. Ce manque d'opportunités touche toutes les couches de populations et toutes les activités, y compris le personnel de la réserve de biosphère qui a souvent des difficultés à faire son travail (pas de moyens matériels, pas d'infrastructures, sous-effectifs, etc.).

Ceci explique pourquoi les stratégies des acteurs sont principalement basées sur la minimisation des risques. A titre d'exemple : les cultivateurs diversifient leurs productions afin de faire face aux risques liés aux aléas naturels ; les éleveurs divisent leurs grands troupeaux en plusieurs petits troupeaux pour réduire les risques d'être pris par les forestiers lorsqu'ils sont dans le parc et les risques de perdre un grand nombre d'animaux s'ils sont effectivement pris ; la population de manière générale diversifie ses activités, ses pratiques, ses systèmes de droits pour ne pas se trouver dénuée de ressources en cas de crise.

Un autre élément qui permet de se protéger est de mutualiser les risques. Les groupements professionnels ont un rôle essentiel pour la mutualisation des risques et la protection des individus. En effet, ils viennent en aide aux personnes du groupement rencontrant des difficultés et collectivisent les risques grâce à l'utilisation d'une caisse commune. Ils facilitent l'accès au crédit, offrent une reconnaissance institutionnelle vis-à-vis de l'Etat et les projets de développement, fournissent des moyens de défense pour les personnes accusées de braconnage...

Un autre moyen est de conjurer le sort pendant les activités grâce à l'usage de talismans, de gris-gris et d'incantations, qui réduisent les risques encourus. Ils doivent permettre de ne pas se faire voir par les forestiers, de provoquer la chance ou d'éviter les effets néfastes liés aux activités maudites (la chasse et l'apiculture seraient par exemple des activités qui rapportent de l'argent à court terme mais n'enrichissent jamais à long terme car elles sont « maudites »).

Dans ce contexte de risques, les capacités d'innovations visant à mettre en place des usages durables des ressources naturelles renouvelables sont difficiles à réaliser. En effet, ces innovations sont elles-mêmes porteuses de risques qui peuvent avoir des conséquences catastrophiques pour les populations locales (Weber, 2002).

Il existe par ailleurs un écart important entre les représentations des scientifiques à propos des acteurs et des ressources dans ces zones, et celles des communautés de pratique locales.

Ainsi, les touristes et les tradipraticiens, qui représentaient deux des six acteurs clés identifiés par les équipes scientifiques nationales du projet, n'ont jamais été évoqués par les participants lors des processus de co-construction. Ils ne semblent donc pas représenter des acteurs essentiels pour les communautés de pratique locales. Le tourisme de vision est ainsi peu développé, mis à part au W et au Niokolo Koba, et il ne semble par ailleurs pas avoir d'impact sur la biodiversité aujourd'hui. En ce qui concerne les tradipraticiens, il s'agit d'une catégorie qui intéresse beaucoup les ethnobotanistes mais qui ne représente pas toujours une catégorie de pratique à part entière aux yeux des populations locales. En revanche, le tisserand et le forgeron figurent parmi les principaux acteurs des réserves de biosphère. En fait, ces deux derniers acteurs ont été retenus car ils ont des statuts sociaux importants dans les sociétés traditionnelles de la région. On voit donc bien, grâce à cet exemple, que l'importance des acteurs n'est pas liée, pour les participants, à l'impact de leurs activités sur les ressources – à la différence des gestionnaires – mais plutôt aux statuts de ces acteurs.

En ce qui concerne la biodiversité, celle-ci était abordée à partir des ressources fournies par la réserve aux populations. L'identification de ces ressources par les communautés de pratique locales a permis de mieux comprendre certaines représentations sociales de la nature et les classifications auxquelles elles renvoient. Ainsi, le bois et l'arbre ne sont pas toujours envisagés comme une même ressource et les participants refusent même parfois de les relier. En effet, derrière ces ressources, il existe des pratiques et des réglementations très variées qui ont conduit les participants à vouloir les séparer très nettement (notamment à propos du bois de chauffe et du bois d'œuvre qui renvoient à des systèmes de droits d'usage très différents).

Concernant les techniques d'exploitation, il existe là encore de grandes variabilités. Les charrues représentent par exemple un outil rare au Niger, alors qu'elles semblent assez répandues à la Boucle du Baoulé.

La « professionnalisation » de certaines activités comme l'apiculture varie grandement selon les réserves (très professionnelle et organisée à la RBW et très peu à la RBBB par exemple).

Les problèmes de conservation sont tout aussi hétérogènes. Pour la RBMH, c'est le grand nombre de pêcheurs sur la mare qui inquiète le plus les gestionnaires. Quant à la RBNK, il s'agit des bananeraies qui se développent dans la zone tampon. Dans la RBBB et la RBW, le principal problème auquel les forestiers doivent faire face est celui des transhumants.

Le problème de la transhumance est un très vieux et très complexe problème dans la sous-région.

Les incursions des troupeaux dans les réserves sont liées à deux phénomènes. D'un côté, les éleveurs peuhls ne veulent pas changer leurs pratiques ni les parcours qu'ils utilisent puisque ce sont ceux sur lesquels ils trouveront de l'eau pendant la saison sèche. De l'autre, l'Etat n'a pas les moyens d'aménager des couloirs de transhumance avec des infrastructures adaptées tels que des puits à large diamètre.

Les discussions menées avec les cultivateurs d'un côté et les éleveurs de l'autre ont toujours montré qu'il existait de fortes tensions entre ces deux communautés. Ces conflits sont liés systématiquement à un problème d'accès à la terre. Les solutions institutionnelles adoptées pour faire face à ces conflits sont, jusqu'à présent, restées sans effet pour de nombreuses raisons, parmi lesquelles : le non-respect des règles, le manque de moyens de contrôle et de sanction, les pratiques extensives de ces deux communautés.

Un autre gros problème concernant la question de l'accès vient du fait que les participants ne savent pas toujours où se situent les limites de la réserve et à quoi correspondent les aires centrales, les zones tampons, et les aires de transition. Le concept de zone tampon n'est pas clair dans les réserves, voire même pas utilisé comme pour la RBMH où l'on préfère parler de « zone périphérique » et de « zone expérimentale ».

Par ailleurs, il existe beaucoup d'incertitudes autour de ce que la population a le droit de faire ou non dans les zones tampons, les gestionnaires ne le sachant pas vraiment eux-mêmes le plus souvent. En fait, de nombreux participants précisent qu'ils ont toujours l'impression d'être en infraction. En effet, la notion d'usage durable qui doit être celle retenue pour les activités dans la zone tampon est souvent ambiguë. On trouve ainsi des cultures intensives de bananes dans la zone tampon du Niokolo koba mais il est interdit de développer un artisanat local basé sur l'utilisation des rôniers dans la même zone à la Boucle du Baoulé. En fait, les critères qui permettent de définir ce qui est autorisé ou ce qui ne l'est pas, ne sont tout simplement pas clairs. Les droits d'usage dans ces zones, sont finalement basés sur des

conventions qui ont émergées au fil des interactions entre les acteurs locaux et les gestionnaires.

Enfin, les participants ne parlent pas forcément de la même échelle lorsqu'ils évoquent la réserve de biosphère. Pour certains, la réserve de biosphère se limite à la zone centrale tandis que d'autres raisonnent sur une entité plus large qui renvoie aux limites de la zone tampon. Quant à la zone de transition, elle ne correspond pas à grand chose pour les participants.

Les zones éco-fonctionnelles définies par le programme ECOPAS, qui consistent à envisager un zonage en termes d'usage des ressources, pourraient offrir des représentations complémentaires à la classification spatiale classique des réserves de biosphère qui semble parfois un peu confuse pour les populations locales et les gestionnaires.

Au-delà de ces informations générales, les processus de co-construction ont permis de tester le cadre d'analyse traditionnellement utilisé pour l'identification d'indicateurs d'interactions, à savoir le cadre PER (UNEP, 2003). Les réserves de biosphère concernées par le programme MAB-UNESCO/UNEP-GEF n'ont pour la plupart pas de système de suivi et encore moins d'indicateurs pour la gestion de la biodiversité. Seules les réserves du W au Niger et de la Mare aux Hippopotames au Burkina Faso ont pu mettre en place des systèmes de suivi relativement précis grâce à des projets de conservation internationaux. ECOPAS (2004) utilise le cadre PER pour qualifier les interactions société-nature dans la réserve du W et les autres réserves s'orientent vers le même système (Agence Béninoise pour l'Environnement, 2002).

Compte tenu de notre approche en termes de co-construction, nous avons souhaité identifier les indicateurs PER à partir du diagnostic des acteurs locaux. L'objectif étant, nous le rappelons, que ces indicateurs facilitent la communication autour de la question des usages de la biodiversité. Cette tentative n'a pas été couronnée de succès.

Concernant les pressions tout d'abord, si les participants les évoquent systématiquement comme une source de dégradation des ressources, celles-ci ne concernent jamais leurs activités. Il semble ainsi que les pressions sont « les usages des autres ». Les usagers de la réserve ont souvent des visions simplifiées des activités qu'ils n'exercent pas et qu'ils considèrent comme des pressions, mais ils refusent l'idée que leurs activités puissent être qualifiées comme telles. Ainsi, lorsque la réunion s'oriente vers la description de l'usage des ressources et les critères de décision qui expliquent ces usages, les participants cherchent à montrer la diversité et la complexité des pratiques et des techniques liées à leurs activités.

Cette étape de la co-construction leur offre en effet l'occasion d'expliquer aux autres participants – et en particulier aux gestionnaires – ce qu'ils font, pourquoi et comment ils le font, en vue de mieux se faire comprendre, de montrer que leurs activités ne peuvent être considérées comme de simples « pressions ». C'est pourquoi, il existe une incohérence entre la forme des indicateurs PER et leur fonction qui, dans le cadre des réserves de biosphère, est de fournir des outils de communication. Les indicateurs PER n'incitent pas les participants à chercher à mieux comprendre les autres usagers et leurs activités, mais à classer ces dernières comme « pressions » et à désigner des responsables, ce qui peut exacerber les tensions et certains conflits.

D'autre part, les pressions sur les ressources naturelles renouvelables ne sont pas forcément de nature anthropique. Il en va ainsi des espèces invasives non introduites par l'homme – par exemple *Typha Australis* à la Mare aux Hippopotames ou *Sida Cardifolia* au W. L'homme peut par ailleurs subir des pressions de la biodiversité – la concurrence sur les ressources entre la population croissante d'éléphants et les villages situés autour de la réserve de la Pendjari au Bénin provoque de nombreux dégâts dans les champs, tout comme les hippopotames au Burkina Faso ou au Sénégal. Faut-il pour autant qualifier ces mammifères comme des sources de « pressions écologiques » exercées sur l'homme ?

Enfin, les usages de la biodiversité peuvent contribuer à entretenir ou renouveler cette dernière et ainsi offrir des opportunités à la nature. C'est le cas par exemple lorsque les apiculteurs fabriquent des ruches qui vont engendrer une augmentation des populations d'abeilles et permettre la pollinisation de nombreuses espèces de plantes, lorsque le chasseur, de par ses usages, contrôle une espèce invasive, ou tout simplement lorsqu'une réserve naturelle aménage l'environnement de manière à ce qu'il soit favorable au maintien de la biodiversité, en vue de développer un tourisme de vision. Dans ce cas, l'interaction qui existe entre l'homme et son milieu naturel est une relation de type mutualiste, c'est-à-dire des relations de bénéfices réciproques. Ces relations ne peuvent être intégrées dans le cadre PER. Or, il apparaît tout aussi important d'identifier des indicateurs d'interactions permettant de suivre les usages représentant des pressions, que ceux représentant des opportunités pour la biodiversité – symbiose – ou ceux qui n'ont tout simplement pas d'effet notable sur celle-ci – commensalisme – pour imaginer de réelles possibilités de réconciliation entre objectifs de développement et objectifs de conservation. C'est pourquoi il est plus intéressant de parler de « forces » ou d' « usages » que de « pressions » – le système pouvant être « forcé » de manière négative ou positive par les activités humaines.

Concernant les réponses, les indicateurs qui s'y rapportent sont traditionnellement le pourcentage de surfaces protégées ou l'existence de parcs. Dans le cas de notre étude, les réponses institutionnelles classiques existent donc déjà. Etant donné que cela n'a pas empêché l'érosion de la biodiversité dans ces zones, il a été tenté d'identifier de nouveaux indicateurs de réponses auprès des populations locales, des gestionnaires et des programmes de conservation locaux.

Les réponses évoquées par les représentants des populations locales sont liées à la précarité de leur situation : fourniture de matériel professionnel qui permettrait de produire en plus grande quantité ou d'offrir une plus grande valeur ajoutée aux produits issus des ressources naturelles renouvelables ; mise en place d'équipements tels que les forages pour l'accès à l'eau ou les infrastructures routières pour l'accès au marché. Des réponses concernant plus spécifiquement les conflits ont aussi été évoquées, comme le lancement de processus de conciliation et la clarification des droits d'accès et d'usages sur les ressources naturelles renouvelables.

Du côté des gestionnaires, deux courants opposés sont apparus. Le premier, inspiré d'une certaine tradition paramilitaire, préconise des réponses radicales comme d'abattre l'ensemble d'un troupeau attrapé dans la zone centrale de la réserve de biosphère, en espérant obtenir l'arrêt des incursions des éleveurs transhumants. Le second, fondé sur une gestion participative, préconise de mettre en place des politiques de co-gestion. Quel que soit le courant en question, il a toujours été souligné un besoin en infrastructures, en équipements et en formations, pour se déplacer, communiquer entre postes de contrôle, assurer le suivi de la biodiversité et mieux contrôler l'accès aux zones centrales.

Enfin, les représentants des programmes de conservation et les scientifiques qui y participent ont encore d'autres réponses à offrir pour faire face à l'érosion de la biodiversité dans ces sites. Entre autres : le développement de l'écotourisme, l'utilisation de foyers améliorés de manière à réduire les consommations de bois, l'utilisation d'engrais naturels pour intensifier sans polluer, l'utilisation de fourrage pour réduire les pressions de pâturages... Ces innovations techniques sont adoptées lorsque les économies qu'elles permettent apparaissent très vite aux yeux des populations (foyers améliorés notamment).

Les réponses varient donc en fonction des catégories d'acteurs qui les proposent. Si pour les populations locales, les réponses à l'érosion de la biodiversité passent par le développement des capacités de production et l'accès au marché, celles des gestionnaires concernent plutôt les capacités de surveillance, mais aussi de sanction ou de négociation, dont ils disposent. Enfin, les programmes de conservation recherchent quant à eux une solution intermédiaire visant à réconcilier les objectifs de développement et de conservation.

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 de la biodiversité. Les capacités de réponses collectives renvoient quant à elles aux capacités institutionnelles et organisationnelles. Il s'agit en particulier d'identifier des indicateurs qui permettent d'évaluer les capacités des populations locales à 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'usage existantes – qui rendent l'identification d'indicateurs de réponses extrêmement délicate à mettre en œuvre.

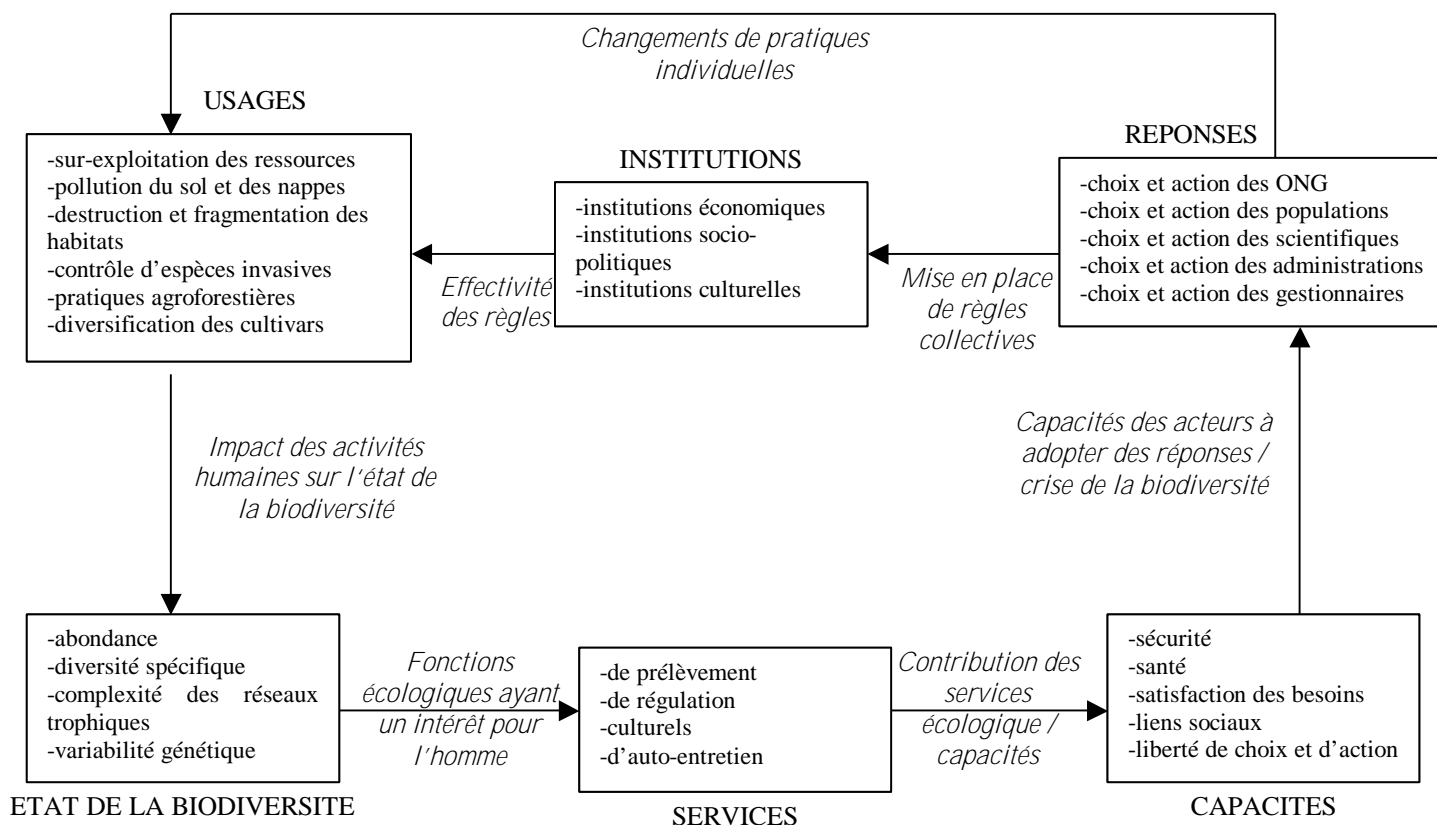
Un dernier point est que les interactions écologiques et les interactions sociales à propos de la biodiversité ne sont pas prises en compte dans le modèle PER alors que les participants y accordaient une grande importance lors de la description des interactions.

Il nous semble donc intéressant, en particulier pour les PED où les habitants des zones rurales sont directement dépendants des services écosystémiques, de raisonner à partir des usages plus ou moins durables que les communautés de pratique vont avoir des ressources renouvelables.

Cependant, dans le contexte des réserves naturelles qui ont avant tout pour finalité de protéger une faune emblématique, il est nécessaire de ne pas restreindre la question de la conservation à celle des usages durables.

Nous proposons ainsi un schéma qui s'inspire à la fois des indicateurs PER pour l'aspect réserve et de ceux du MEA pour la dimension usages durables (figure 28).

Figure 28 : Schéma alternatif pour l'identification d'indicateurs d'interactions.



Source : Levrel et al., 2006b

d- Développement et évaluation d'indicateurs d'interactions centrés sur les usages des ressources renouvelables

Une fois un tel cadre adopté, il faut le remplir.

Il est donc nécessaire de disposer des informations qui permettront de suivre des indicateurs et de paramétrer les interactions qui existent entre les différents indicateurs retenus. Cela nécessite, en premier lieu, de disposer de données grâce à l'établissement de systèmes de suivi standardisés.

Les moyens dont disposent les quatre réserves pour mettre en place des programmes de suivi sont très variables et liés pour une part importante à l'existence de projets comme nous l'avons souligné plus haut. En ce qui concerne la RBMH, des données de suivi écologique sont en cours de construction grâce à l'utilisation de protocoles classiques (en particulier la réalisation de transects). La réserve du W utilise pour sa part un outil original de suivi de la biodiversité et des activités qui s'y rapportent : le cyber-tracker (GPS couplé à un palm). Ces suivis concernent en particulier la grande faune – félins, éléphants et antilopes. D'autres outils

sont utilisés dans le parc du W – suivis en ULM et colliers émetteurs pour les populations d'éléphants par exemple. Les réserves de Biosphère de la Boucle du Baoulé et du Niokolo Koba ne disposent pas de tels protocoles de suivi.

Le problème de tous ces systèmes de suivi est qu'ils ont été réalisés dans le cadre de projets de conservation ou de thèses et qu'ils ne leur survivront pas. C'est pourquoi il n'est pas possible de considérer ces systèmes de suivi comme durables.

Un moyen plus efficace et moins coûteux pour réaliser des suivis dans ces réserves est de travailler avec les populations locales pour créer des systèmes de suivi endogènes.

Il est, en particulier, possible de passer des accords avec les usagers des ressources et de mettre en place des observatoires fondés sur des protocoles simples pour collecter les informations pendant les activités. De tels processus existent déjà, notamment avec les guides touristiques qui profitent de leurs déplacements pour collecter des informations sur la biodiversité mais aussi sur les usages de cette dernière (présence d'indices d'élevage ou de braconnage par exemple). Il s'agit cependant de généraliser et de standardiser ces pratiques en les appliquant aux activités de pêche, d'apiculture, de cueillette... Ces informations, une fois collectées, devraient être valorisées par les scientifiques et/ou les gestionnaires, puis restituées sous différentes formes aux acteurs intéressés par le suivi des ressources.

A titre d'exemple, des pêcheurs pourraient collecter une fois par mois quelques informations simples – date, lieu de pêche, matériel utilisé, nombre d'espèces prises, nombre de poissons pris, temps resté sur l'eau, nombre de pêcheurs à proximité du bateau – permettant ensuite de produire des indicateurs intéressants à la fois le pêcheur et le gestionnaire – nombre de poissons pêchés selon le matériel utilisé, nombre d'espèces selon les sites d'exploitation, productivité par heure ou par site, pression anthropique par site, diversité spécifique, abondance... Cela devrait permettre aux populations locales de mieux s'approprier les problèmes qui touchent à la conservation de la biodiversité et des services écosystémiques, offrir des occasions pour échanger sur ces questions, et permettre le développement d'indicateurs qui fassent sens pour les populations.

Cela nécessite cependant l'existence d'une personne ressource sur le terrain pour centraliser, organiser et restituer les informations. Elle devrait notamment pouvoir fournir les moyens aux usagers de collecter ces informations, entretenir des liens avec les populations, les scientifiques et les gestionnaires de manière à créer un climat de confiance entre ces différentes parties. Elle aurait pour responsabilité de faire circuler l'information et d'animer un réseau au sein duquel l'information pourrait être valorisée et utilisée par tous.

Ces informations doivent permettre ensuite de produire des indicateurs.

Les indicateurs développés par les réserves dépendent eux aussi largement des projets présents sur les sites. La priorité est de mettre en place des indicateurs de suivi. C'est le cas pour ECOPAS au W qui les a appelé « indicateurs stratégiques » et pour le PAGEN à la Mare aux Hippopotames. Toujours à la Mare aux Hippopotames, le PNGT (Programme National de Gestion des Terroirs) est en train de mettre en place des indicateurs de suivi des activités humaines ayant un impact sur la dynamique de la biodiversité. Enfin, ces deux organisations ont établi des liste d'indicateurs de résultats appelés « indicateurs opérationnels » pour ECOPAS et « indicateurs déclencheurs » pour le PAGEN.

Un des objectifs de la co-construction des indicateurs d'interactions est de proposer des indicateurs alternatifs en partant des acteurs et non pas des ressources naturelles renouvelables.

Les indicateurs concernant le suivi de l'état de la biodiversité ont ainsi été abordés à partir des signes d'évolution des ressources, perçus par les populations lorsqu'elles mènent leurs activités. Cette option a été retenue pour identifier des indicateurs d'état qui font sens auprès des acteurs locaux et apparaissent comme relativement simples à renseigner. Les acteurs locaux sont, en effet, le plus souvent complètement dépendants des ressources naturelles renouvelables qui les entourent et suivent un ensemble de signes qui leur donnent des informations sur l'évolution de celles-ci. Ils sont ainsi souvent mieux informés que les gestionnaires lorsque l'évolution d'une ressource les concerne particulièrement. Parmi ces signes, certains renvoient à des usages non viables (nombre de camions remplis de bois à destination des villes, techniques de pêche intensive) et d'autres à la biodiversité elle-même (espèces indicatrices de la fertilité du sol, distance de fuite des animaux, temps de remplissage d'une ruche).

Tous ces signes offrent des indicateurs de suivi de la biodiversité à la fois simples et parlants pour les populations locales. Ils traduisent pour les participants des tendances négatives ou positives concernant leur avenir et celui de leurs enfants, et renvoient ainsi à des indicateurs de durabilité (tableau 33).

Les indicateurs concernant les usages avaient pour objectif de relier les usages et les critères de décision de manière à comprendre le « comment » et le « pourquoi » de ces usages et de réaliser ainsi des diagnostics précis de ces derniers. Parmi ces critères de décision, on trouve des motivations (se nourrir, se chauffer), des contraintes techniques (pas de moyens pour

intensifier l'agriculture, manque de moyens de transport), des contraintes écologiques (rareté de certaines ressources, manque d'eau), des contraintes réglementaires (limites de la réserve naturelle, taille des mailles de filet), des incitations (prix, demandes, risques), des conventions (parcours de transhumance « toujours » utilisés), des institutions (élevage extensif chez les peuhls, forêts sacrées), des règles comportementales (habitudes alimentaires), des représentations (la plantation de bananiers comme source de profits)... Il s'agit des indicateurs que les acteurs utilisent de manière plus ou moins consciente lorsqu'ils prennent des décisions relatives à leurs activités. Ces indicateurs renvoient aux « capacités » dont ils disposent et qui concernent l'usage des ressources mais aussi les éventuelles réponses adaptatives. Ces capacités sont principalement liées aux institutions en présence et à l'état de la biodiversité (tableau 33).

Tableau 33 : Exemple d'indicateurs de biodiversité et d'usages obtenus dans les réserves de biosphère pour le chasseur, le pêcheur et l'apiculteur.

Acteurs (ressources)	Signes d'évolution des ressources	Indicateurs d'usages	Critères de décision
Apiculteur (abeille)	<ul style="list-style-type: none"> - nombre de ruches - taille des essaims - pluviométrie - rapidité du temps de remplissage des ruches en miel par les abeilles - évolution du nombre de ruches modernes / ruches traditionnelles 	<ul style="list-style-type: none"> - nombre d'apiculteurs - nombre de ruches observées sur arbre - % ruches modernes / ruches traditionnelles - production de miel - nombres d'associations de producteurs de miel - matériel disponible pour conditionner miel 	<ul style="list-style-type: none"> - facilité de colonisation d'une ruche - facilité de construction d'une ruche - facilité de récolte du miel - coût de la ruche - qualité du miel recherchée - demande de miel - prix du miel - disponibilité en sites qui répondent aux contraintes pour pouvoir poser une ruche
Pêcheur (poisson)	<ul style="list-style-type: none"> - évolution du prix du poisson - abondance d'eau - pluviométrie - nombre de pêcheurs sur l'eau - évolution des zones d'endiguement - rareté d'espèces « phares » (qui se vendent et se consomment) - évolution de la quantité de matériels prohibés 	<ul style="list-style-type: none"> - nombre de pêcheurs - nombre de prises - espèces pêchées - taille des poissons pêchés - nombre de pirogues sur l'eau - nombre de filets dans l'eau - nombre de filets, de nasses, de pirogues inventoriés - nombre d'associations de pêcheurs 	<ul style="list-style-type: none"> - besoin de poissons pour se nourrir - besoin de poissons pour payer les cérémonies, impôts - manque de ressources alternatives - saisons (étayage ou crue) - espèces recherchées - courant d'eau - matériel disponible - niveau d'eau - limites de la réserve - amendes des forestiers - prix proposés par les grands commerçants - prix du matériel de pêche - règlement concernant la taille des mailles - règlement concernant les espèces protégées
Chasseur (gibier)	<ul style="list-style-type: none"> - évolution du prix de la viande - pluviométrie - évolution du nombre d'animaux domestiques - apparition d'épisoties (surtout pour le buffle) - observation aisée des espèces « phares » (bubale, guépard, damalisque, éléphant...) - cris d'animaux - distance de fuite - quantité de traces et de crottes récentes 	<ul style="list-style-type: none"> - nombre de carcasses observées - nombre de douilles récupérées - nombre de camps de chasse observés - nombre de procès verbaux (PV) - nombre de dispositifs de chasse observés - respect des règles traditionnelles de chasse - nombre de braconniers observés lors des déplacements (en particulier par les guides) 	<ul style="list-style-type: none"> - besoin en nourriture - abondance du gibier hors de la zone centrale - ressources alternatives - limites de la zone centrale - habitudes alimentaires - commandes des grands commerçants - règles de chasse traditionnelles - prix de la viande - habitude - matériel disponible - amendes (nombre et prix)

Un premier point à souligner est qu'il est apparu dans les processus de co-construction que les acteurs utilisaient entre 10 et 15 indicateurs pour prendre une décision, ce qui nous montre encore une fois qu'un indicateur unique comme le prix n'est pas suffisant pour comprendre les dynamiques d'usages. Cela renforce, par ailleurs, le résultat que nous avons obtenu pour le modèle SMA d'Ouessant concernant le nombre d'indicateurs utilisés par les acteurs locaux qui se situait lui aussi entre 10 et 15. Ajoutons que si le nombre d'indicateurs semble important, une simple enquête peut permettre d'en renseigner une grande partie.

Ces éléments fournissent une information précieuse aux personnes qui souhaitent communiquer autour de la conservation de la biodiversité et faire évoluer les usages. Ils permettent en particulier de savoir quels sont les indicateurs qu'il faut faire évoluer si l'on veut observer de véritables changements de comportements. L'intérêt de ces indicateurs est qu'ils permettent de mieux comprendre comment et pourquoi les acteurs adoptent tel ou tel type d'usage, et de s'intéresser aux capacités d'adaptation de ces acteurs. Si ces capacités sont limitées (auto-consommation, pas de techniques de substitution, pas de ressources alternatives), il est difficile de modifier les pratiques sans fournir de nouvelles opportunités aux acteurs concernés (tableau 34). Ces indicateurs permettent de souligner que la mise en place de politiques de conservation et l'identification d'indicateurs de réponses en rapport avec celles-ci nécessitent obligatoirement la prise en compte de politiques accompagnatrices de développement local.

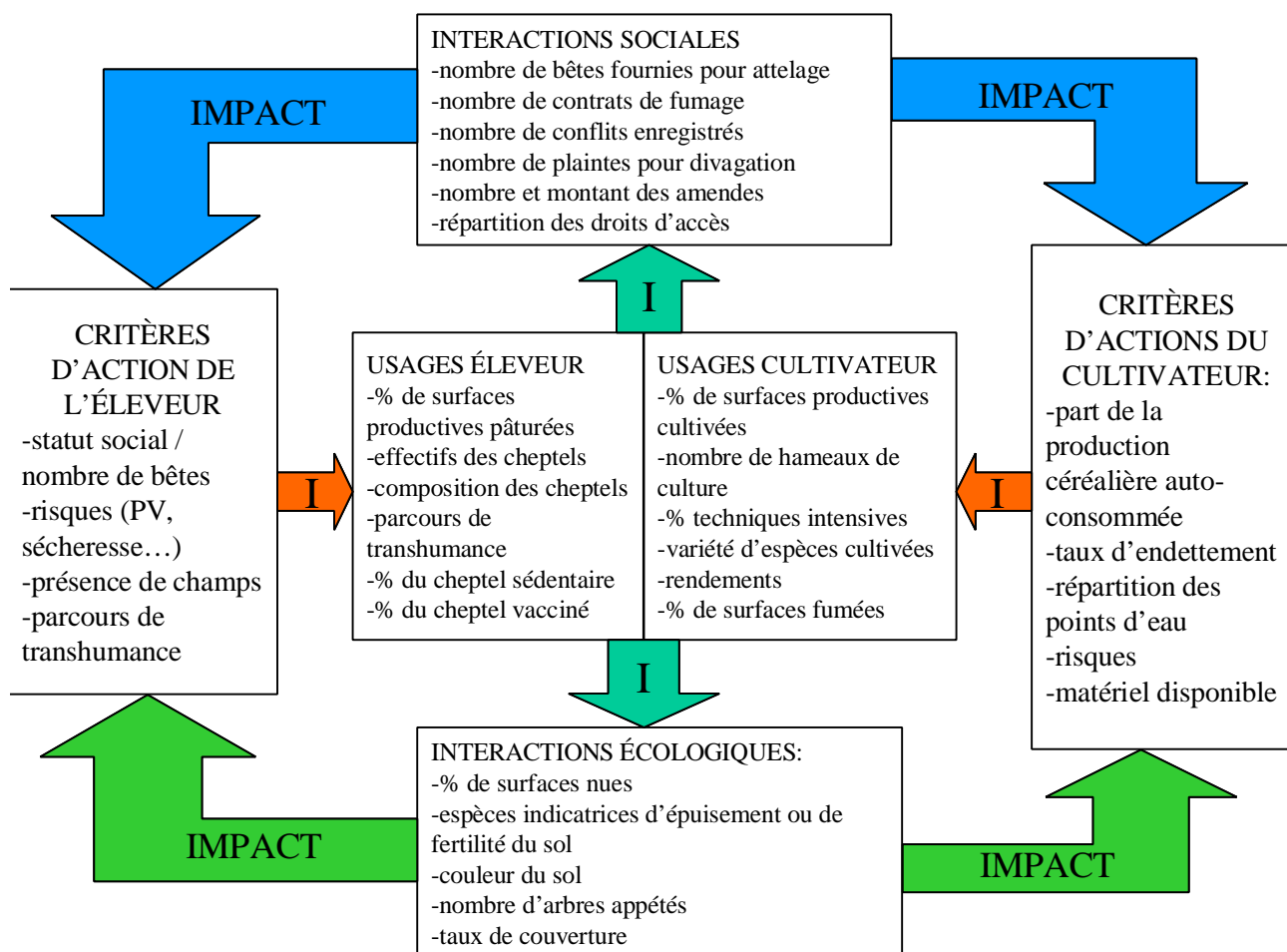
Les indicateurs qui se trouvent dans ces tableaux co-évoquent et il est nécessaire de prendre en compte ces différentes co-évolutions si les gestionnaires et les populations veulent pouvoir comprendre et agir sur les systèmes société-nature que représentent les différentes réserves de biosphère. En effet, si les objectifs d'un acteur changent, ses critères de décision vont eux aussi changer ainsi que ses usages.

Tableau 34 : Indicateurs synthétiques de capacité et de durabilité des usages.

Activités	Indicateurs d'usages	Indicateurs de durabilité de ces usages	Indicateurs de capacités de changement d'usages
Pêche	-abondance et diversité des prises / pêcheur / heure	-nombre de pêcheurs traditionnels / nombre de pêcheurs professionnels	-existence de règles, d'accès et d'usages, locales et effectivité de ces règles -ressources issues de la pêche / ressources totales
Chasse	-abondance et diversité des prises / chasseur / sortie -nombre d'indices de braconnages (douilles, camps de chasse, distance de fuite...) / hectare.	-niveau de la demande exogène : touristes, grands commerçants « étrangers »... (estimation du nombre de pièces exportées)	-ressources issues de la chasse / ressources totales -existence de règles traditionnelles de chasse et effectivité de ces règles
Elevage	-pourcentage de surfaces productives pâturées -surfaces de zones piétinées autour des points d'eau / km ²	-part des troupeaux sédentaires / troupeaux transhumants -état sanitaire des troupeaux -nombre de conflits d'accès par an (avec conservateurs et/ou cultivateurs)	-intensité du lien entre statut social et nombre de bêtes -surfaces d'aires et de parcours aménagés
Agriculture intensive	-pourcentage de surfaces productives cultivées	-surfaces consacrées aux productions commerciales / surfaces consacrées à la culture vivrière	-modalités du contrôle de l'accès aux terres (communautaire, privée, étatique) -taux de dépendance / cultures (banane, arachide, coton...)
Exploitation de bois	-distance à parcourir pour obtenir du bois (en temps de marche)	-nombre de camions à destination des villes / jour / km ²	-part des ressources énergies provenant du bois -efficacité des techniques de chauffe

Pour aller plus loin dans la description des impacts des changements d'usages, il est important de prendre en compte les effets indirects des usages sur les interactions sociales et les interactions écologiques, qui vont entraîner eux-mêmes des rétroactions sur les usages de la biodiversité (figure 29). Pour prendre un exemple, il suffit d'imaginer qu'un cultivateur bénéficie d'une aide lui permettant de s'acheter une charrue pour que ses capacités d'usage augmentent. Ses contraintes techniques ayant évolué, il peut en effet mettre en culture une plus grande superficie de champs et ainsi espérer un plus gros rendement. La surface productive cultivée augmente donc à travers ce changement d'usage. A niveau de surface productive constant, l'effet direct est une réduction équivalente des surfaces productives pâturables pour l'éleveur transhumant lorsqu'il passera dans la région. Pour connaître les effets indirects sur les interactions écologiques et sociales, il faut partir des ressources et des acteurs concernés par ce changement d'usage et identifier les évolutions induites. Concernant les interactions écologiques, ce changement de pratiques a un impact sur l'herbe, les arbres et le sol, et donc indirectement sur l'habitat d'espèces sauvages. Concernant les interactions sociales, il est probable que, si les comportements des éleveurs n'ont pas changé instantanément, des problèmes de divagation dans ces nouveaux champs apparaissent et que les cultivateurs déposent des plaintes, ce qui peut créer des difficultés pour le renouvellement de contrats de fumage et compliquer tous les échanges de services entre les cultivateurs et les éleveurs. Les rétroactions induites sont liées, dans notre schéma, aux comportements adaptatifs des agents, c'est-à-dire à l'évolution des critères de décision qui concernent les interactions sociales ou les interactions écologiques. Ainsi, l'évolution de la taille et de la répartition des champs va obliger l'éleveur à faire des détours. S'il devient trop compliqué pour lui de trouver des pâtures, il peut même être incité à entrer dans l'aire centrale de la réserve, ce qui impliquera une nouvelle interaction indirecte qui sera l'accroissement des contrôles visant les éleveurs transhumants de la part des gestionnaires. Concernant les rétroactions écologiques, la diminution de l'habitat des espèces sauvages peut les inciter à trouver leur nourriture dans les champs et provoquer par là même des dégâts.

Figure 29 : Indicateurs permettant d'identifier les rétroactions écologiques et sociales.



L'intérêt de ces indicateurs d'interactions est de permettre de souligner les co-évolutions concernant des problèmes économiques (évolution des rendements agricoles), sociaux (évolution des conflits entre éleveurs, cultivateurs et conservateurs) et écologiques (évolution de l'habitat des espèces sauvages). Cela permet ainsi de mettre l'accent sur les interdépendances, de tester des scénarii et de faciliter les arbitrages entre objectifs socio-économiques et écologiques.

Comme nous l'avons dit plus haut, le succès des indicateurs est avant tout lié à l'adéquation entre leur fonction, leur forme et leur méthode de construction.

La méthode de co-construction est adaptée à la fonction qui était fixée aux indicateurs du programme MAB – faciliter la communication entre les communautés de pratique locales – puisqu'elle a impliqué, dans le processus, les différents acteurs qui cohabitent au sein des réserves.

Qu'en est-il de la forme ? Pour évaluer si les indicateurs co-construits ont bien répondu aux attentes des communautés de pratique qui ont participé au travail, il faut évaluer l'intérêt que les différents acteurs leur ont accordé et en quoi ils ont pu fournir des outils d'aide à la concertation. Les réactions des participants à la présentation des indicateurs ont été les suivantes (tableau 35).

Les scientifiques issus des sciences de la nature ont principalement critiqué les indicateurs de suivi de la biodiversité qui ont été traités à travers les signes d'évolution des ressources tels qu'ils sont perçus par les populations locales. Il a ainsi semblé aux scientifiques que ce genre d'information n'était pas aussi fiable que les méthodes de suivi écologique classiques basées par exemple sur des transects. Ils ont en revanche bien apprécié la description des comportements individuels des acteurs grâce aux indicateurs d'usages qui leur ont permis de mieux comprendre les stratégies des acteurs.

Les scientifiques issus des sciences sociales ont, pour leur part, critiqué la dimension trop réductionniste des indicateurs d'usages, notamment ceux liés aux critères d'actions des acteurs. Ainsi, les comportements des acteurs ne peuvent être résumés de manière véritablement satisfaisante par ces indicateurs¹⁴². Mais ils ont apprécié la manière dont il était possible d'identifier des indicateurs de biodiversité à partir des perceptions individuelles et d'envisager des protocoles de suivi à partir des savoirs locaux.

Les gestionnaires ont eu des réactions positives vis-à-vis des signes et des usages. Les premiers peuvent leur fournir des informations précieuses sur l'état de la biodiversité. Les seconds, surtout, leur permettraient de mieux comprendre les stratégies d'usages des acteurs et leur offriraient un point d'entrée pour faire évoluer les pratiques de ces derniers. Dans les deux cas, ils peuvent offrir aux gestionnaires des outils très efficaces pour communiquer avec les acteurs locaux.

Les populations locales étaient intéressées par les indicateurs d'usages et de suivis car ils représentaient des indicateurs qui avaient été identifiés à partir de leurs expériences personnelles. Elles témoignaient en revanche d'une certaine inquiétude sur la manière dont elles pourraient les utiliser réellement.

Les indicateurs d'interactions sociales et écologiques ont été bien accueillis par les scientifiques mais ils n'ont pas réellement convaincu les gestionnaires et encore moins les représentants des populations locales.

¹⁴² Il faut souligner ici que ces critiques ont été formulées par des anthropologues. En effet, s'il s'était agi d'économistes orthodoxes, ces derniers auraient sans doute considéré qu'il était irréaliste de croire que les individus pouvaient prendre leurs décisions à partir de dix ou quinze indicateurs.

Il faut dire que ces indicateurs soulèvent le problème du traitement des nombreuses interactions à prendre en compte et de la complexité générée par celles-ci.

Tableau 35 : Réactions des participants vis-à-vis des indicateurs développés.

Indicateurs	Signes d'évolution des ressources	Usages (activités et critères de décision)	Interactions écologiques et sociales
Acteurs			
Population locale	++	++	-
Gestionnaire	++	+++	+
Sciences sociales	+++	+	++
Sciences naturelles	+	+++	++

Source : Levrel et al., 2006b

Pour faire face au problème de complexité soulevé par les indicateurs d'interactions, il est nécessaire de pouvoir utiliser des modèles qui permettent d'articuler tous ces indicateurs entre eux et de les rendre dynamiques. En effet, les modèles offrent l'opportunité de faire co-évoluer les indicateurs correspondant aux descriptions données par les participants, de tester la cohérence des interactions, d'identifier des oublis éventuels, de définir les pas-de-temps adéquats, de paramétrer de manière plus fine les interactions.

Mais ils permettent surtout d'explorer les futurs possibles en réalisant des simulations. En effet, un élément important des indicateurs d'interactions est la possibilité qu'ils offrent de tester des scénarii concernant l'évolution des systèmes d'interactions société-nature.

De telles simulations peuvent être réalisées grâce à des modèles multi-agents comme nous l'avons expliqué dans le chapitre précédent. Cependant, dans les zones enclavées où sont situées les réserves, il est plus pertinent d'utiliser des modèles qui ne nécessitent pas l'usage de programmes informatiques. En effet, il n'y a ni ordinateur, ni électricité dans ces zones. D'autres pistes ont donc été cherchées pour lancer des simulations et rendre les indicateurs plus dynamiques. Quatre types d'outils ont été testés : des matrices d'interactions, des schémas composés d'icônes et de flèches, des cartes géographiques et des jeux de rôle.

La première tentative a été réalisée dans la réserve du W en utilisant trois matrices d'interactions (usages, interactions écologiques, interactions sociales). Elles étaient reliées entre elles par des flèches. Les indicateurs co-évoluaient grâce aux entrées multiples qu'il était possible d'utiliser (évolution des ressources, des usages, des critères de décision...). Ce sont les animateurs qui montraient comment les indicateurs évoluaient de manière

séquentielle lorsque n'importe quel paramètre concernant les interactions société-nature subissait un changement. Ils soulignaient par ailleurs les boucles de rétroactions qui se mettaient en place pour insister sur les interdépendances qui existaient entre tous ces indicateurs. L'utilisation de ces matrices d'interactions n'a pas permis d'obtenir de bons résultats du fait de la complexité générée par le grand nombre de paramètres, des rétroactions difficiles à appréhender, et de l'utilisation de noms et de verbes souvent difficiles à formaliser autrement que par l'écriture. Ainsi, les participants n'ont pas témoigné d'un grand intérêt pour ces simulations.

La seconde tentative a eu lieu dans la réserve de la Boucle du Baoulé. Les simulations ont été réalisées à partir de schémas sur lesquels étaient dessinées des icônes représentant les acteurs identifiés, ainsi que les ressources naturelles renouvelables. Ces icônes étaient reliées par des flèches. Par ailleurs, les animateurs ont utilisé une carte géographique de la région sur laquelle étaient représentées les entités étudiées (parcelles agricoles, zone centrale de la réserve, fleuve, parcours de transhumance...). Là encore, les animateurs ont réalisé oralement la simulation, en s'appuyant sur le schéma pour montrer comment les indicateurs concernant les ressources et les usages co-évoluaient. Le problème qui a été rencontré ici est que les possibilités de suivi des interactions sont limitées puisque les indicateurs sont simplement évoqués de manière orale. Ainsi, il n'est pas possible de transmettre beaucoup d'information à partir de ces schémas. En revanche, le recours aux schémas et aux cartes a permis de mobiliser de manière beaucoup plus efficace l'intérêt des participants lors des simulations.

La troisième et dernière tentative a été réalisée au Niokolo Koba. Un diagramme d'interactions et une carte de la région ont été utilisés de nouveau puisque ces outils avaient fonctionné à la Boucle du Baoulé. Cependant un nouvel outil a été intégré : le jeu de rôle. Le jeu de rôle a permis de transmettre une plus grande quantité d'information sur les interactions, en offrant l'opportunité aux participants d'utiliser directement les indicateurs dans une simulation (tableau 36).

Tableau 36 : Les différents outils de médiation utilisés pour rendre les indicateurs d'interactions dynamiques.

	Matrice d'interactions	Schéma avec icônes flèches	Carte géographique	Jeu de rôle
Réserve dans laquelle l'outil a été testé	Réserve du W	Réserve de la Boucle du Baoulé et du Niokolo Koba	Réserve de la Boucle du Baoulé et du Niokolo Koba	Réserve du Niokolo Koba
Point fort	Permet de transporter beaucoup d'informations sur les interactions	Permet de communiquer facilement sur les interactions	Bonne mobilisation des représentations spatiale (zones de la réserves...)	Permet de lancer une véritable interactivité entre les participants
Point faible	Peu lisible	Peu d'informations	Pas d'interactions	Image (jeu)
Intérêt pour lancer des discussions sur les interactions	Faible	Moyen	Moyen	Fort

Le succès des simulations a donc été directement lié aux outils de médiation utilisés. Le jeu de rôle s'est avéré être le moyen le plus efficace pour réaliser des simulations et c'est pourquoi nous proposons de décrire plus précisément le processus de co-construction mené au Niokolo Koba qui s'est conclu par la construction d'un jeu de rôle (Levrel et al., 2006a).

Section 2 : Indicateurs d'interactions et outils de médiation : la pertinence des jeux de rôle

a- Interactions entre exploitation des bananeraies et conservation de la biodiversité dans la Réserve de Biosphère du Niokolo Koba : quelques indicateurs clés

Le travail de co-construction pour la Réserve de Biosphère du Niokolo Koba a été réalisé dans un site représentatif des principaux enjeux qui existent dans cette réserve. Il est situé à cheval sur la zone tampon et la zone transitoire. Cette zone est matérialisée par un triangle reliant les villages de Wassadou, de Médinacouta et de Dialakoto.

Les communautés de pratique rencontrées lors de la première semaine sont : les gestionnaires de la forêt communautaire, les groupements de femmes de Médinacouta et de Dialakoto, les pêcheurs, les cultivateurs de bananes de Wassadou et de Médinacouta (les deux bananeraies de la région), l'association sénégalaise des Amis de la Nature, les exploitants de rôniers, les gestionnaires du parc, les cultivateurs sérères – qui ne pratiquent que la culture « traditionnelle », le programme AGIR (projet de conservation local).

Le travail de co-construction qui a eu lieu au cours de la deuxième semaine a été réalisé au village de Médinacouta. Il s'est étalé sur 4 jours. Le groupe de travail était composé de 10 représentants des populations locales et de 2 animateurs. Le premier animateur est un conservateur et scientifique ayant travaillé sur les activités humaines et sur la biodiversité dans la réserve. Le second est le vice-président du conseil rural de Dialakoto. Ils ont tous les deux une grande expérience de la médiation dans cette zone et connaissent bien les acteurs locaux.

Deux groupes sont formés en prenant soin de séparer les personnes provenant des mêmes villages mais aussi les femmes et les deux représentants des exploitants des bananeraies (tableau 37). Une personne ressource dans chaque groupe est chargée de prendre des notes et de réaliser les restitutions collectives. Il y a deux personnes qui savent lire et écrire dans chaque groupe.

Tableau 37 : Répartition des participants dans les groupes de travail.

Participants	Fonctions	Localités	Groupe
1	Vice-président du conseil rural de Dialakoto et animateur pour l'Association des Amis de la Nature	Dialakoto	Animateur
2	Point focal indicateurs d'interactions	Dakar	Animateur
3	Président du Comité Villageois de Gestion de la Forêt Communautaire de Médinacouta	Médinacouta	Groupe 2
4	Représentant des pêcheurs de Wassadou	Wassadou	Groupe 1
5	Représentante des femmes de Dialakoto	Dialakoto	Groupe 2
6	Représentant du chef de village de Wassadou	Wassadou	Groupe 2
7	Représentant du groupement d'intérêt économique de Tilo Tilo de la bananeraie de Wassadou	Wassadou	Groupe 1
8	Président du Comité Inter Villageois de Gestion et représentant des exploitants de rôneraies	Wassadou	Groupe 2
9	Représentant des coopérateurs de la bananeraie de Médinacouta	Médinacouta	Groupe 2
10	Représentante du groupement des femmes de Médinacouta	Médinacouta	Groupe 1
11	Représentant des cultivateurs sérères	Médinacouta	Groupe 1
12	Chef de poste de Médinacouta (gestionnaire)	Médinacouta	Groupe 1
13	Consultant Unesco pour les indicateurs d'interactions	Paris	

Une particularité du travail mené au Niokolo Koba, par rapport aux précédents processus de co-construction, est que l'on n'a pas cherché à avoir une forte représentativité géographique

contrairement aux processus précédents (8 villages représentés lors du processus de co-construction à la Boucle du Baoulé et 7 au W). En effet, il est apparu que cela n'apportait pas beaucoup d'informations supplémentaires et posait des problèmes logistiques importants. La question de la représentativité a donc été principalement recherchée vis-à-vis des activités et des minorités (Sérères et femmes notamment).

Les langues parlées dans ce petit périmètre sont le puular, le wolof, le diakhanké, le tandanké et le sérère. La langue la plus communément parlée est le puular (peuhl) et c'est donc celle qui sera utilisée pendant le travail de co-construction.

Le premier jour de travail a permis de faire un petit diagnostic des activités et de l'état de la biodiversité dans la zone. Une des spécificités de la zone est qu'il y a peu de transhumants, peu de braconnage et une pression de pêche faible, à la différence des autres réserves participant au programme. Il ne semble pas non plus y avoir de gros exploitants de bois dans la région. Le principal problème concernant l'usage des ressources naturelles renouvelables est l'existence de plusieurs bananeraies qui sont en pleine expansion dans la zone tampon (neuf bananeraies qui se développent de manière plus ou moins rapide). Il apparaît que cette culture intensive ne répond pas aux contraintes de conservation qui doivent normalement être respectées dans ces zones.

En fait, l'activité des bananeraies a plusieurs impacts sur les services écosystémiques. Tout d'abord, chaque pied de bananier nécessite l'utilisation d'un grand tuteur qui sera une grande branche ou un petit arbre et qu'il faudra régulièrement remplacer. Ensuite, la bananeraie nécessite un prélèvement important en eau car chaque pied de bananier a besoin de 80 litres d'eau par semaine. L'exploitation de la bananeraie implique, par ailleurs, l'utilisation de nombreux intrants. Enfin, le développement des bananeraies engendre le défrichage de zones boisées au bord du fleuve, très riches en espèces ligneuses rares, et crée une forte érosion des sols.

Le second jour, il est demandé aux participants de choisir une problématique sur laquelle ils souhaiteraient travailler. Il y a un consensus sur la question de l'agriculture – bananeraies et cultures « traditionnelles » telles que l'arachide et le coton.

Les participants souhaitent décrire les spécificités des deux bananeraies de la zone (Médinacouta et Wassadou). En effet, elles ont des modalités de fonctionnement très différentes. Pour réaliser cette description, les participants veulent procéder en deux temps : historique de l'exploitation de Wassadou puis celui de Médinacouta, de manière à bien

distinguer les enjeux liés à ces deux exploitations. Ces histoires nous permettent de qualifier les capacités dont disposent les acteurs dans le cadre de leurs activités mais aussi vis-à-vis de l'évolution des services écosystémiques.

La bananeraie du village de Wassadou est autogérée par un Groupement d'Intérêt Economique (GIE). La bananeraie a été créée en 1978 par une ONG du nom de OFADEC dont l'objectif était de former la population locale à la culture de la banane (technique de culture, gestion financière et maîtrise de la filière), de fournir un soutien logistique pendant les premières années de gestion puis de céder progressivement la bananeraie aux travailleurs, une fois la machine lancée. Ainsi, grâce au soutien du projet et à l'aide financière apportée (20 millions de francs CFA), ils ont pu devenir indépendants en 1989. Le GIE contrôle l'accès à la terre, les techniques d'exploitation mais aussi toutes les transactions (achats d'intrants et ventes de bananes). Les recettes sont séparées en deux : 60 % pour le cultivateur et 40 % pour le GIE. Un contrôle exclusif de l'accès (le nombre de parcelles n'a pas évolué depuis vingt ans) combiné à une juste répartition des recettes a conduit à une gestion durable des services écosystémiques de prélèvement (arbres, herbe, eau et fumier) indispensables à l'exploitation de la bananeraie. Cette durabilité des pratiques se traduit par une faible évolution du temps de collecte des ressources naturelles renouvelables nécessaire à la culture de la banane. Par ailleurs, l'organisation collective du travail a permis de dégager du temps pour les autres cultures, offrant l'opportunité à la population de Wassadou de disposer de cultures vivrières et de diversifier sa production agricole en même temps que les risques liés aux variabilités climatiques.

L'exploitation de Médinacouta a été créée en 2001, date à laquelle l'Etat a donné une concession à un « grand propriétaire » disposant des capacités d'investissement suffisantes pour la mise en culture à grande échelle de terrains dans la zone tampon de la réserve. Pour réaliser cette mise en culture, il passe des contrats avec des cultivateurs locaux – appelés « coopérateurs » – auxquels il fournit la parcelle et le matériel nécessaire à la culture de la banane. En contrepartie, il récupère 60 % des recettes générées par la production des coopérateurs. La taille totale de l'exploitation est aujourd'hui de 87 hectares. C'est le « grand propriétaire » qui organise le programme de la récolte : dates de paillage, entretien des accès, dates de récolte, vente... Il est aidé de techniciens pour l'exploitation et de chefs de périmètre pour le contrôle (pointage, surveillance des pratiques et application du programme). La récolte est continue.

La taille du village de Médinacouta a doublé en 2 ans. Il bénéficie en effet d'une grosse attractivité du fait du développement de la bananeraie. L'exploitation est divisée en 8 périmètres sur lesquels travaillent entre 50 et 60 coopérateurs. Cela fait donc un total de 400 à 480 personnes qui travaillent dans la bananeraie de Médinacouta. Il y a 500 pieds de bananier par agriculteur, ce qui indique qu'il y aurait à peu près 200 000 pieds de bananier dans cette bananeraie. Il y a donc un besoin équivalent en tuteur chaque année. Par ailleurs, la culture de la banane nécessite 40 000 litres d'eau par parcelle et par semaine, c'est-à-dire 16 millions de litres au total pour les exploitations locales, directement prélevés sur le débit du fleuve Gambie. La superficie de la bananeraie a été multipliée par 3 en 3 ans et la disponibilité en ressources naturelles renouvelables – bois mort, herbe sèche et fumier – commence déjà à poser des problèmes après seulement 5 ans d'existence. En particulier, les arbres qui permettent de fabriquer les tuteurs sont de plus en plus rares, ce qui nécessite d'aller de plus en plus loin pour s'en procurer. Un signe important de cette rareté croissante est l'utilisation d'une espèce ligneuse taboue – le *Combretum molle*¹⁴³.

Les coopérateurs qui exploitent ces parcelles ne disposent pas d'assez de temps pour pratiquer d'autres types de culture, du fait de l'imposition de « petites tâches de maintenance » aux coopérateurs par le grand propriétaire, mais aussi de l'érosion des services écosystémiques qui nécessite de passer toujours plus de temps à collecter l'herbe, les tuteurs et le fumier. La proximité de la zone centrale de la réserve bloque, par ailleurs, toute tentative de collecte vers l'ouest. Les coopérateurs n'ont plus le temps, en particulier, de pratiquer une culture vivrière qui leur permettait de se nourrir avec leur propre production agricole. Cela les rend complètement dépendants de la récolte de bananes et très vulnérables aux moindres variations de production. Par ailleurs, il existe tout un système de sanctions à l'encontre des coopérateurs qui cherchent à récupérer les régimes de bananes invendables pour se nourrir.

Après cette double description, les participants identifient des points communs entre les deux exploitations. Tout d'abord, les bananes sont à destination de toutes les régions du Sénégal mais pas de l'étranger. Ensuite, la productivité des bananeraies dépend de quatre choses : le fumier, la présence d'arbres (qui fournissent les tuteurs), le temps de travail passé dans le champ et l'eau. Les exploitants parcourront autant de kilomètres qu'il faut pour obtenir du fumier et des tuteurs car ils ne peuvent pas s'en passer pour l'exploitation de la bananeraie. En effet, selon les participants, le fumier ne peut pas être remplacé par de l'engrais chimique et il

¹⁴³ Selon la croyance locale, celui qui utilise cette espèce s'expose à des disputes avec ses proches.

est impossible d'en utiliser moins sans que la productivité ne s'en ressente fortement. Enfin, la faune sauvage semble poser un problème commun aux deux villages qui se plaignent des dégâts faits par les phacochères, les cynocéphales (singes) et les hippopotames. Les premiers font des dégâts la nuit tandis que les seconds sont actifs le jour. Les hippopotames sont quant à eux actifs nuit et jour. Les singes peuvent venir en bande, avec des groupes qui peuvent atteindre 500 individus. Dans ce cas, ils font une razzia et l'exploitant peut voir sa saison perdue. Cela demande un contrôle permanent qui est très contraignant. Les participants admettent cependant que ce phénomène est aussi lié à la déforestation qui réduit d'autant l'habitat de ces espèces. Cette déforestation a, par ailleurs, pour conséquence d'accentuer l'impact des inondations que la région a subies ces dernières années.

Après avoir détaillé les pratiques liées à l'exploitation des bananeraies, le travail s'oriente vers les pratiques liées aux « cultures traditionnelles », c'est-à-dire l'arachide et le coton. Le nombre de cultivateurs d'arachide a beaucoup augmenté ces dernières années. Cela est dû au fait que l'arachide est à la fois une nourriture très nutritive et une matière première qui se vend bien. Les Sérères sont les derniers dans la région à pratiquer encore exclusivement les cultures traditionnelles telles que l'arachide.

Il semble cependant que les jeunes Sérères commencent à travailler à la bananeraie. Cela ne pose pas de problème tant qu'ils sont disponibles pour les récoltes traditionnelles. Mais cela pourrait en devenir un s'ils commençaient à manquer aux champs. Les cultures traditionnelles ne sont pas en concurrence avec celles de bananes car elles n'utilisent pas les mêmes terres. Les bananeraies se situent en effet sur des terres argileuses qui ne sont pas utilisables pour la culture de l'arachide. Les cultivateurs d'arachide utilisent des engrais pour compenser la perte de fertilité des sols.

Lorsque la question des cultivateurs de coton est évoquée, les participants disent qu'ils ne gagnent rien avec le coton et que cette culture sert juste à rembourser les dettes. Ils n'ont même pas envie d'en discuter finalement. Le coton ne les intéresse plus aujourd'hui. Ils décident de remplacer le « cultivateur de coton et d'arachide » par le « cultivateur d'arachide ».

Un élément commun aux deux activités agricoles – arachide et banane – est leur très forte vulnérabilité face aux variabilités naturelles – inondations ou sécheresse – et économiques – variations des prix. Les cultivateurs ne disposent d'aucun système de protection pour se prémunir contre ces aléas. C'est pourquoi le fonctionnement le plus valorisé par les

cultivateurs est la possibilité de répartir les risques encourus sur plusieurs actifs. Cela veut dire, concrètement, qu'ils puissent diversifier les activités agricoles – bananeraies, cultures traditionnelles et élevages –, les espèces utilisées dans les cultures – arachide, sorgho, maïs, niébé – les sources de revenus – petits emplois alternatifs –, pour ne pas mettre tous leurs œufs dans le même panier. La biodiversité naturelle et cultivée offre à cet égard un moyen aux populations rurales de réduire leur vulnérabilité.

Compte tenu des descriptions faites, il apparaît cependant que la principale source de vulnérabilité sociale et écosystémique est la forme d'organisation de l'exploitation de la bananeraie (tableau 38).

Tableau 38 : Comparaison des systèmes organisationnels de Wassadou et de Médinacouta.

Villages	Wassadou	Médinacouta
Indicateurs		
Année de création de l'exploitation	1978	2001
Organisation	Organisation horizontale : groupement d'intérêt économique (74 personnes)	Organisation verticale : le grand propriétaire, les techniciens, les chefs de périmètre et les coopérateurs (480 personnes)
Surface actuelle	20 hectares	87 hectares
Droit d'accès	Accès exclusif aux cultivateurs de Wassadou – Gestion de l'accès par le conseil d'administration	Concession (superficie incertaine) donnée par l'Etat à un grand propriétaire dont 87 hectares utilisés pour l'instant
Prise de décision	Conseil d'administration	Grand propriétaire
Réalisation des tâches de maintenance	Collective	Imposée aux coopérateurs
Répartition des revenus	60 % pour le cultivateur et 40 % pour le GIE	60 % pour le grand propriétaire et 40 % pour les coopérateurs
Origines des risques	Inondations, dégâts liés à la faune sauvage, perte de fertilité des sols, variation du prix des bananes sur le marché	Inondations, dégâts liés à la faune sauvage, perte de fertilité des sols, variation du prix des bananes, raréfaction des services écosystémiques
Gestion des risques et des externalités négatives	Mutualisée	Aux dépens des coopérateurs
Capacité de diversification des risques	Diversification des cultures (arachide, sorgho, maïs, niébé, principalement pendant l'hivernage)	Très faible car pas de temps libre pour cultures alternatives
Utilisation des régimes de bananes invendables	Utilisation pour consommation personnelle	Interdiction de les prélever sous peine de renvoi
Temps nécessaire pour la collecte de 4 ou 5 tuteurs	40 minutes	4 heures
Distance à parcourir pour la collecte de fumier	8 kilomètres	50-200 kilomètres

Le principal problème pour la population et la biodiversité dans cette zone de la réserve concerne ainsi la gestion de l'exploitation de Médinacouta. Or, il semble difficile d'imaginer un changement de dynamique à Médinacouta car le temps supplémentaire passé à se procurer des ressources toujours plus rares n'est pas assumé par celui qui contrôle l'accès. Le grand propriétaire a ainsi tout intérêt à poursuivre l'accroissement de l'exploitation de la bananeraie puisque ce n'est pas lui qui aura à gérer les rétroactions négatives liées à l'érosion des services écosystémiques (augmentation du temps de collecte des ressources naturelles renouvelables de plus en plus rares). Il semble ainsi qu'il existe une incohérence

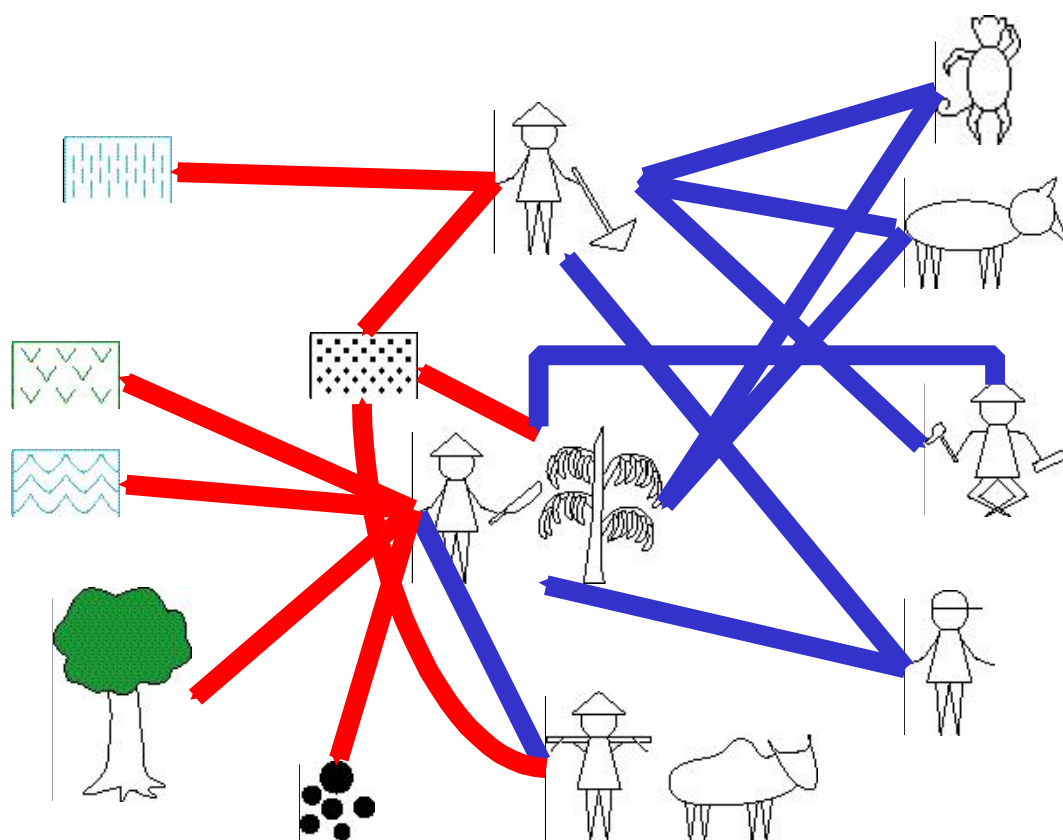
institutionnelle liée à l'inadéquation entre la question des droits d'accès et celle des droits d'usage, qui conduit à une mauvaise gouvernance des services écosystémiques en empêchant une intégration des coûts écologiques et humains générés par les usages non durables des ressources. Cela peut finalement conduire à une dégradation rapide des ressources naturelles renouvelables et des conditions de vie dans la région de Médinacouta.

b- Pour anticiper les évolutions et créer une dynamique d'apprentissage collectif : l'utilisation des indicateurs d'interactions à partir d'un jeu de rôle

La troisième journée de co-construction des indicateurs d'interactions a été consacrée au développement d'outils de médiation permettant de traiter la question des interactions société-nature dans le cas des activités agricoles.

Pour commencer, un diagramme d'interactions est reproduit en partant de l'acteur « cultivateur de bananes » et de l'acteur « cultivateur d'arachide » ainsi que des usages et des interactions sociales qui les concernent directement ou indirectement. On complète avec les acteurs qui ont été évoqués par les participants lors de la description des activités : le forgeron qui fournit les outils aux cultivateurs, l'agent du parc qui interdit les accès au parc et aux forêts classées aux cultivateurs, les éleveurs qui utilisent des terres fertiles et qui troquent leur fumier contre du sel avec les cultivateurs de bananes, les cynocéphales et les phacochères qui détruisent les cultures des cultivateurs (figure 30).

Figure 30 : Les interactions société-nature dans le cadre des activités agricoles au sein de la Réserve de Biosphère du Niokolo Koba.



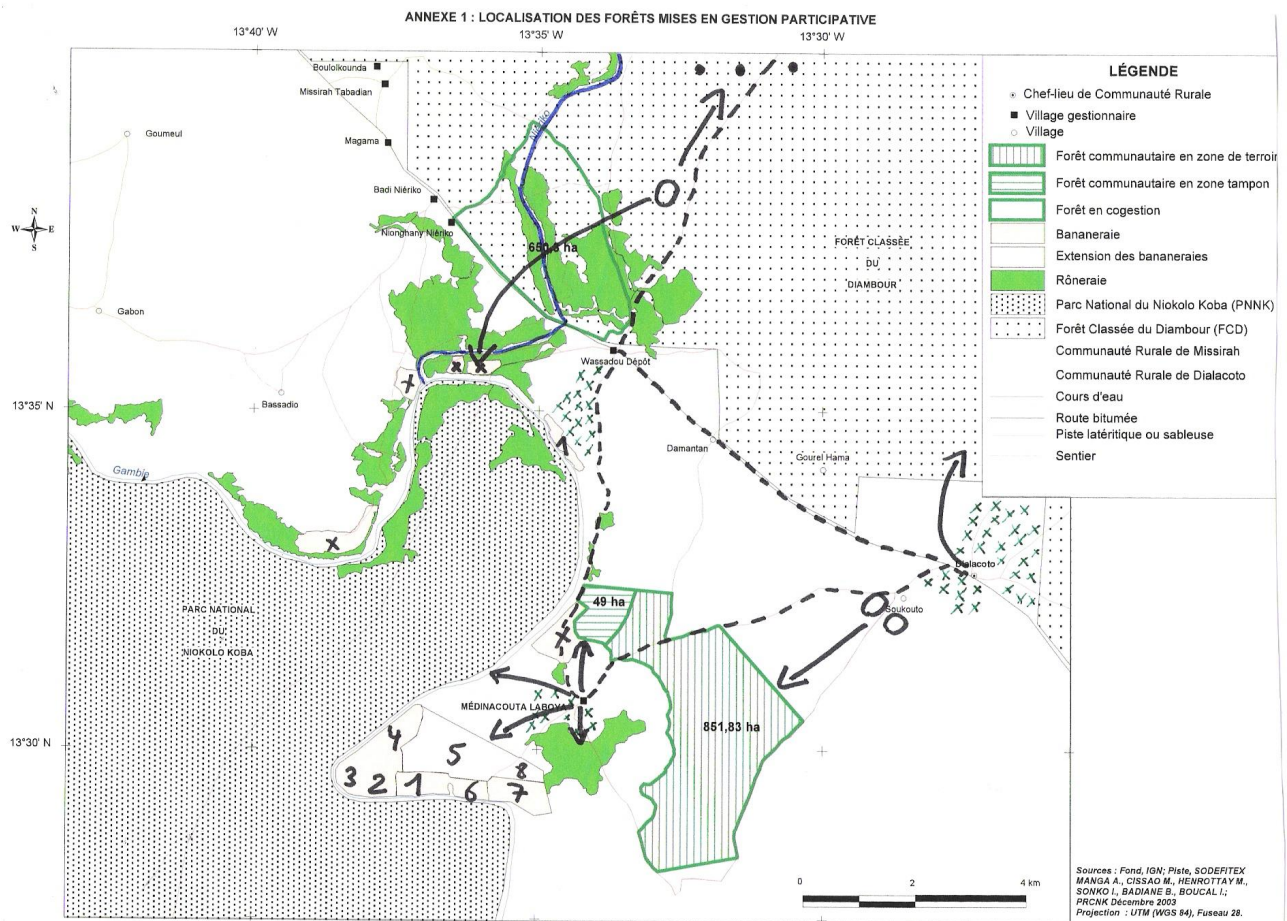
Les acteurs et les ressources auxquelles correspondent ces pictogrammes sont détaillés dans la figure 26.

Pour compléter ce schéma d'interactions, une carte de la région est dessinée sur une feuille où sont représentés les limites du parc, les limites des forêts classées, les principaux villages, les bananeraies et les principales pistes.

Cette carte doit permettre de fournir une représentation spatiale des problèmes. Elle est basée sur la carte fournie par le programme AGIR. Une fois que les villages de Wassadou, de Médinacouta et de Dialakoto sont matérialisés ainsi que les pistes qui relient les villages (en pointillés noirs), les personnes semblent très bien se repérer. Elles commencent à faire des petites modifications. Tout d'abord, les périmètres sont dessinés et identifiés grâce à l'utilisation de numéros. C'est aussi l'occasion de localiser les périmètres qui ont été abandonnés suite aux inondations (identifiés par une croix). Les champs d'arachide sont ensuite indiqués sur la carte (symbolisés aussi par des croix mais qui sont sur des parcelles

éloignées du fleuve). Les participants discutent beaucoup pour situer exactement les champs d'arachide. Ils souhaitent ensuite matérialiser les parcours de la petite transhumance (flèches) et le positionnement des parcs à bestiaux (identifiés par des ronds). Les habitants de Wassadou souhaitent aussi voir figurer la présence d'un petit cours d'eau (trait continu en haut de la carte), trois petits hameaux (points noirs) situés dans la forêt classée et la piste (en pointillés noirs) qui relie Wassadou à ces hameaux. Au bout de quelques minutes toutes les choses « importantes » semblent figurer sur la carte (carte 6).

Carte 6 : La zone de Médinacouta-Wassadou-Dialakoto sur laquelle figure les modifications. opérées par les participants.



Pour explorer différents scénarii concernant l'évolution des interactions entre les capacités individuelles, les pratiques agricoles et la dynamique de la biodiversité, il a été proposé de réaliser un jeu de rôle à partir des informations échangées pendant les deux premiers jours. Cette idée a été très appréciée des participants qui voient là l'occasion d'interagir de manière ludique à propos des dynamiques en jeu.

Les jeux de rôle sont des outils utilisés en modélisation d'accompagnement (Barreteau et al., 2001 ; Bousquet et al., 2002 ; Etienne et collectif ComMod., 2005) pour faciliter le dialogue entre les acteurs concernés par l'usage de ressources communes. L'objectif de ces outils est de réaliser des simulations à partir des choix faits par les joueurs.

Pour construire le jeu de rôle, le consultant et les deux animateurs discutent du paramétrage avec les participants. Toutes les interactions importantes sont analysées pour pouvoir évaluer les impacts respectifs des différents paramètres les uns sur les autres. Il a fallu une demi-journée pour réaliser ce travail de calibrage fondé sur le consensus.

Le jeu de rôle a ainsi pu être entièrement paramétré par les joueurs eux-mêmes. Il se traduit par les faits stylisés suivants.

Le contexte général choisi pour le jeu est le cadre de Médinacouta. Les extrapolations concernant les dynamiques ont été réalisées à partir des évolutions observées depuis quatre ans, c'est-à-dire du doublement de la population et de la multiplication par trois de la taille de la bananeraie. L'hypothèse est que la région n'est pas habitée au départ du jeu mais, pendant les trois premières années, de nombreux migrants arrivent, attirés par la bonne terre et le développement de la culture de la banane. Au bout de 3 ans, il y a 500 habitants dont 300 ont une parcelle à la bananeraie. Au bout de 6 ans, il y a 1 000 habitants avec 300 nouvelles parcelles utilisées. Et ainsi de suite : 500 habitants de plus tous les 3 ans et 300 parcelles de bananes mises en culture. Cela veut dire qu'après 15 ans, il y a 2 550 habitants et 1 500 parcelles correspondant à 375 ha. Ce calibrage linéaire a été fait à partir de constats concernant : l'évolution de la taille de la bananeraie depuis 2000 ; l'« eldorado » que représente aujourd'hui la bananeraie pour la population de la région ; l'absence d'opportunités alternatives dans la zone ; l'absence supposée des limites à l'expansion de la bananeraie. Les joueurs font partie de la première vague d'immigration et « subissent » les dynamiques exogènes, comme c'est le cas aujourd'hui. Tous les trois ans, et suivant la dynamique décrite par les participants, la collecte de fumier, de tuteurs et de paille devient plus difficile.

Les règles du jeu.

Les cultivateurs de bananes ont la capacité de réaliser sept types d'action : ils défrichent, collectent des tuteurs, collectent du fumier, cultivent la terre, surveillent les champs, achètent des vaches, vendent des services.

Les cultivateurs d'arachide ont la capacité de réaliser cinq types d'action : ils défrichent, cultivent la terre, utilisent de l'engrais, utilisent des charrues et/ou des semoirs, achètent des

charrues, des semoirs, de l'engrais ou des vaches, surveillent les champs, vendent des services.

Il est possible d'être à la fois cultivateur de bananes et d'arachide. Il n'y a pas de concurrence entre les cultivateurs d'arachide et les cultivateurs de bananes car ils n'utilisent pas les mêmes terres. Par contre, les joueurs disposent d'un temps de travail limité pour réaliser ces deux types de cultures.

La taille de base de la parcelle est de 2 500 m². Chaque joueur peut acquérir autant de parcelles d'arachide qu'il le souhaite mais seulement une parcelle de bananes, comme c'est le cas à Wassadou et à Médinacouta.

La productivité des parcelles est fonction du temps de travail passé aux champs, de la disponibilité en services écosystémiques (fertilité des sols, fumier, eau, herbes séchées, arbres qui fournissent les tuteurs...), d'aléas naturels (dégâts par phacochères, cynocéphales et hippopotames ou inondations) et des capacités d'intensification (utilisation d'engrais, de fumier, de main d'œuvre, d'outils...).

Il est admis qu'il faut 180 jours de travail pour la production de 9 tonnes de bananes sur une parcelle. A partir de ce rapport, les récoltes de bananes sont fonction du nombre de jours passés dans les champs (nombre de jours x 50 kg).

La culture d'une parcelle d'arachide nécessite 60 jours de travail si le cultivateur dispose simplement d'une *daba* (outil agricole manuel). Elle nécessite 20 jours de travail si le cultivateur dispose d'un semoir et d'une charrue. La production, au départ, des cultures d'arachide est de 330 kg / parcelle. La productivité d'une parcelle produisant de l'arachide baisse après 3 ans d'exploitation du fait de l'érosion des sols et continue ensuite de baisser au fil des années : 300 kg après 3 ans, 250 kg après 6 ans, 150 kg après 9 ans, 100 kg après 12 ans.

Tous les services écosystémiques sont représentés à l'exception des services culturels. Pour les services de prélèvement, les ressources naturelles renouvelables sont : les arbres, le fumier, les terres fertiles disponibles. L'évolution du nombre d'arbres est fonction de la collecte de tuteurs et du défrichage. La baisse de la quantité d'arbres se traduit par des augmentations de temps de collecte de bois. L'évolution de la quantité de fumier est fonction de la quantité de bétail. La quantité de bétail est fonction du nombre d'éleveurs qui décroît à mesure que le nombre de parcelles consacrées à la culture augmente. La baisse de la quantité de fumier disponible se traduit aussi par un accroissement des temps de collecte. L'évolution des terres fertiles disponibles est fonction des limites du parc et des forêts classées qui sont considérées comme stables, ainsi que du nombre de champs en activité qui est en

augmentation. Concernant les services de régulation, l'augmentation des surfaces consacrées à l'agriculture intensive se traduit par la disparition des arbres, ce qui engendre un accroissement des dégâts dus aux animaux sauvages et aux inondations. L'impact sur l'eau du fleuve (en termes de pompage ou de rejet) n'a pas été pris en compte car il y a trop d'incertitude sur cette question qui mériterait cependant d'être approfondie. En effet, la consommation actuelle de la bananeraie de Médinacouta (16 000 m³ / semaine) semble très importante. Enfin, pour les services d'auto entretien, l'utilisation intensive d'une même parcelle plusieurs années de suite se traduit par une baisse de la fertilité des sols.

Certaines actions peuvent cependant contrebalancer ces tendances : les dégâts occasionnés par les cynocéphales, les phacochères et les hippopotames seront d'autant moins importants qu'il existera un fort investissement en temps dans la surveillance des parcelles. La surveillance des deux types de culture nécessite en théorie 10 jours par an (à tour de rôle) mais le cultivateur peut choisir d'investir plus ou moins de temps dans la surveillance. La réduction de la fertilité des sols utilisés pour l'arachide peut être compensée par l'usage d'engrais, de machines ou le recours à de la main d'œuvre rémunérée. L'utilisation d'engrais permet d'augmenter la productivité des cultures d'arachide de 100 kg par sac utilisé. Le prix d'un sac d'engrais pour une parcelle d'arachide est de 10 000 FCFA.

Un kilo d'arachide rapporte 150 FCFA au cultivateur.

Un kilo de bananes rapporte 150 FCFA au cultivateur.

Si le cultivateur n'utilise pas tout son temps de travail disponible, il est rétribué à hauteur de 2 000 FCFA / jour de travail lui restant (utilisés en tant que main d'œuvre rémunérée).

Les unités de références utilisées pour procéder aux transactions sont le « temps de travail » et le « franc CFA ». Le fait de limiter au maximum les unités de référence à manipuler doit permettre de faciliter les arbitrages pour les joueurs. L'utilisation de l'argent comme unité n'a été choisie que lorsqu'il n'y avait pas de possibilité d'avoir recours au temps de travail. Ainsi, la collecte de fumier pouvait être liée à un coût financier, mais il s'est avéré que ce coût se traduisait surtout par un fort investissement en temps de travail pour les cultivateurs.

Chaque tour correspond à une année au cours de laquelle les joueurs doivent adopter des stratégies d'usages, c'est-à-dire réaliser des choix d'allocation de ressources à partir de son temps et de son capital disponible. Ces choix d'allocation vont jouer sur la dynamique du système naturel et social.

Le temps doit être réparti entre les différentes actions liées aux activités que chaque joueur souhaite réaliser : défrichage, collecte de fumier, collecte de tuteurs, travail aux champs

(d'arachide ou de bananes), surveillance des animaux sauvages, travail pour une autre personne.

Deux contraintes temporelles sont imposées aux joueurs. Ils disposent de 280 jours de travail par an. Il y a un nombre de jours fixé pour le défrichage et l'entretien des parcelles. Toute mise en culture d'un champ nécessite un défrichage qui dure 5 jours pour un champ d'arachide et 10 jours pour un champ de bananiers (nécessité d'enlever les gros arbres). Chaque parcelle d'arachide nécessite un entretien qui prend 5 jours de travail tandis que la parcelle de bananes ne requiert pas d'entretien.

Les joueurs disposent aussi d'un budget financier. Il est de 0 FCFA au départ et augmente en fonction des récoltes réalisées, du nombre de journées de travail vendues et des revenus tirés des vaches (vente de lait). Avec cet argent, le joueur peut acheter du matériel agricole, de l'engrais, des vaches (qui représentent son épargne) ou de la main d'œuvre. Les prix sont rigides et les joueurs ont des frais fixes chaque année.

Avec ses 280 jours de travail par an, le cultivateur *doit* (en t_0) :

- Utiliser 5 ou 10 jours pour le défrichage de toute nouvelle parcelle, selon qu'il s'agit d'arachide ou de bananes.
- Utiliser 5 jours d'entretien pour chaque parcelle d'arachide.
- Utiliser 20 ou 60 jours de travail (selon qu'il possède ou non du matériel) pour la culture de ses parcelles d'arachide.
- Utiliser 10 jours pour collecter le fumier pour la bananeraie.
- Utiliser 2 jours pour collecter la paille et les tuteurs pour la bananeraie.

Avec ses 280 jours de travail par an, le cultivateur *peut* (en t_0) :

- Choisir le nombre de jours qu'il va investir dans l'arachide et dans la banane.
- Choisir le temps passé à la surveillance.
- Conserver des jours pour vendre son temps de travail.

Avec son argent, le cultivateur *doit* :

- Retirer les charges retenues par le « patron », c'est-à-dire 60 % des revenus tirés de la culture de la banane.
- Retirer 300 000 FCFA de frais fixes pour les dépenses en nourriture, en santé, en éducation, en cérémonies...

Avec son argent, le cultivateur *peut* :

- Acheter du matériel (50 000 FCFA par unité) qui lui permettra de réduire le temps de travail nécessaire à la culture de l'arachide.
- Acheter une vache (100 000 FCFA) qui lui rapportera à peu près 70 000 FCFA de lait par an (2 litres de lait par jour à 100 FCFA le litre).
- Acheter de l'engrais pour la prochaine saison (10 000 FCFA) en vue de maintenir ou d'augmenter les rendements des cultures d'arachide.

Les dynamiques écologiques concernées par ce système sont :

- La disparition progressive du bois et des arbres de la région.
- La disparition progressive de l'herbe de la région.
- La baisse de la fertilité des sols.

Ces règles ont été validées par les participants, même si certains points ont été plus discutés que d'autres avant d'atteindre le consensus (60 jours pour cultiver une parcelle d'arachide semble trop long pour certaines personnes mais pour d'autres, cela représente une bonne moyenne).

Séquences du jeu.

Le jeu s'est déroulé entre 9h30 et 14h, la quatrième journée.

Le jeu ne donnait pas de rôles aux joueurs. C'était à eux de décider, à travers les usages qu'ils choisissaient, les rôles qu'ils voulaient prendre : cultivateur de bananes, cultivateur d'arachide, éleveur ou salarié agricole.

Les joueurs étaient regroupés en 6 équipes de 2 afin de faciliter les discussions et de rendre le travail plus dynamique.

Pour que les joueurs, dont la plupart sont analphabètes, n'aient pas à manipuler des fiches sur lesquelles il aurait fallu écrire, il a été décidé d'utiliser des grains de maïs et des macaronis. Les premiers correspondent au temps disponible pour chaque joueur (1 grain = 5 jours de travail) et les seconds représentent l'argent dont dispose chaque joueur (1 macaroni = 5 000 FCFA). Par ailleurs, le recours à des symboles (croix, cercles, barres) pour exprimer l'utilisation des parcelles d'arachide, d'engrais et de matériel agricole a permis aux personnes analphabètes de suivre leurs activités année après année.

Les joueurs disposaient aussi de quatre tableaux remplis à chaque tour par les médiateurs – ici les « maîtres du jeu » – afin que ces derniers puissent faire les bilans année après année.

Pour faciliter le déroulement du jeu, les groupes se présentent à tour de rôle devant les maîtres de jeu qui demandent aux joueurs s'ils veulent défricher pour créer de nouveaux champs et quels types de cultures ils veulent réaliser. Les joueurs indiquent alors sur la carte l'endroit où ils souhaitent créer ces nouveaux champs. Ils leur demandent ensuite de fournir le nombre de grains de maïs correspondant au temps nécessaire pour le défrichement et les cultures qu'ils veulent réaliser. Ils leur donnent la production totale qu'ils ont réalisée et le revenu qu'ils en retirent, leur rétribuent les journées de travail non utilisées au taux de 2 000 FCFA / jour de travail, soustraient les frais fixes (dépenses courantes et la part du grand propriétaire pour la culture de la banane), donnent l'équivalent de ces revenus en macaronis, répondent aux questions si certains joueurs s'étonnent de tel ou tel changement et leur demandent s'ils veulent réaliser des achats avec leurs recettes. S'ils veulent acheter de l'engrais, de l'équipement ou des vaches, ils leur demandent de payer avec leurs macaronis. Les maîtres du jeu remplissent ensuite les différentes informations liées à l'activité de l'année sur des fiches individuelles, puis restituent les grains de maïs qui permettront de travailler l'année suivante (tableaux 39).

Tableaux 39 : Exemple des tableaux utilisés par l'équipe 2.

Culture de bananes			
Années	Nombre de jours X 50 kg	Récolte	Recette
Année 1	138 X 50	6,9 tonnes	1 035 000 FCFA
Année 2	180 X 50	9 tonnes	1 350 000 FCFA
Année 3	138 X 50	6,9 tonnes	1 035 000 FCFA
Année 4	180 X 50	9 tonnes	1 350 000 FCFA
Année 5	170 X 50	8,5 tonnes	1 275 000 FCFA

Culture d'arachide									
Années						Temps	Matériel	Récolte	Recette
Année 1	X	X				120 j.	NON	660 kgs	99 000 FCFA
Année 2	X	X	X			60 j.	OUI	990 kgs	148 500 FCFA
Année 3	X	X	X	X		80 j.	OUI	1 200 kgs	180 000 FCFA
Année 4	⊗	⊗	⊗	⊗		80 j.	OUI	1 400 kgs	210 000 FCFA
Année 5	⊗	⊗	⊗	⊗		80 j.	OUI	1 040 kgs	156 000 FCFA

La croix signifie qu'il y a une parcelle d'arachide. Cela permet donc de suivre l'âge de chaque parcelle. Le cercle autour de la parcelle permet de savoir si de l'engrais est utilisé sur cette parcelle et donc d'ajouter 100 kg de récolte par parcelle.

Recettes-Dépenses										
Années	Recette	Charge	Bénéf.	Recette vaches	Jours travail	Frais fixes	Achat matériel	Achat vaches	Achat engrais	Solde
1	1 134 000	-621 000	513 000	0	0	-300 000	-50 000	-100 000	0	63 000
2	1 498 500	-810 000	688 500	70 000	70 000	-300 000	0	-100 000	0	428 000
3	1 215 000	-621 000	594 000	140 000	0	-300 000	-50 000	-100 000	-40 000	244 000
4	1 560 000	-810 000	750 000	210 000	-80 000	-300 000	0	-100 000	-40 000	440 000
5	1 431 000	-765 000	666 000	280 000	-300 000	-300 000	0	-100 000	0	246 000

Bilan / possessions					
Années	Parcelle de bananes (oui ou non)	Nombre de parcelles d'arachide	Matériel (oui ou non)	Nombre de vaches	Solde financier en fin de saison
Année 1	OUI	XX	OUI	1	63 000
Année 2	OUI	XX	OUI	2	491 000
Année 3	OUI	XXXX	OUI	3	735 000
Année 4	OUI	XXXX	OUI	4	1175 000
Année 5	OUI	XXXX	OUI	5	1421 000

Les maîtres du jeu disposaient, pour leur part, d'un tableau de suivi pour les parcelles de bananes et d'un tableau pour les parcelles d'arachide qui permettaient de suivre le temps nécessaire pour les collectes et la productivité naturelle des terres (tableaux 40).

Tableaux 40 : Exemples de tableaux utilisés par les maîtres du jeu.

Nombre de parcelles	Nombre de jours nécessaires pour collecte tuteurs et paille	Nombre de jours nécessaires pour collecte fumier
$X < 300$	2	10
$300 < X < 600$	10	15
$600 < X < 900$	20	20
$900 < X < 1\ 200$	35	30
$1\ 200 < X < 1\ 500$	45	40

Age de la parcelle	Productivité
$X < 3$ ans	330 kgs / parcelle
3 ans $< X < 6$ ans	300 kgs / parcelle
6 ans $< X < 9$ ans	250 kgs / parcelle
9 ans $< X < 12$ ans	160 kgs / parcelle
12 ans $< X < 15$ ans	100 kgs / parcelle

Bilan, restitution et discussion.

Une restitution de la partie a eu lieu en utilisant le diagramme d'interactions qui avait été construit précédemment. Il a permis de souligner les points suivants :

Le jeu a duré 9 ans.

Les 3 premières années ont permis un fort enrichissement des cultivateurs. Les années suivantes ont été marquées par une augmentation du temps nécessaire à la collecte de bois, de paille et de fumier, ainsi qu'à une régression de la fertilité des sols utilisés pour l'arachide, ce qui a commencé à poser des problèmes à certaines équipes.

Toutes les équipes ont souhaité investir dans du matériel permettant d'augmenter les rendements des cultures d'arachide.

Le nombre de parcelles d'arachide exploitées a augmenté au cours des 3 premières années pour se stabiliser à 4 ou 5 parcelles par équipe. Une équipe fait figure d'exception puisqu'elle a acheté, dès la deuxième année, 11 parcelles d'arachide qu'elle a conservée par la suite.

Les équipes ont adapté leurs usages pour faire face à l'érosion des sols en achetant plus d'engrais.

Il y a eu trois types de réactions pour faire face à l'augmentation du temps de travail nécessaire à la collecte de bois, de paille et de fumier, pour la culture de la banane :

- La première a consisté à réduire le temps de travail passé dans les champs de bananes et donc finalement à voir la productivité de son exploitation de bananes baisser, la productivité des champs d'arachide restant constante.
- La seconde a consisté à réduire le nombre de parcelles d'arachide cultivées de manière à se libérer du temps pour la collecte de bois et de fumier et maintenir ainsi la productivité du champ de bananes.
- La dernière, adoptée par une seule équipe, a été de payer des travailleurs 2 000 FCFA / jour, grâce aux recettes obtenues les années précédentes, pour que ceux-ci aillent faire la collecte à leur place.

Cette dernière stratégie a été la plus payante à court terme car elle a permis à ce groupe de conserver ses parcelles d'arachide tout en augmentant le nombre de journées passées au champ de bananes, et ainsi d'augmenter la productivité totale de l'exploitation. Les maîtres du jeu ont cependant décidé que pendant les années suivantes, il y avait eu petit à petit un effet de mimétisme – même si cet effet n'a pas pu être observé dans le jeu – et que de nombreux exploitants avaient eu recours à cette méthode, engendrant ainsi une forte inflation sur les salaires (5 000 FCFA en année neuf). Dès lors, cette stratégie est devenue beaucoup moins payante.

Les animateurs expliquent ensuite qu'il y a eu un accroissement de la population et de la richesse dans la région pendant les 9 années qu'a duré le jeu, mais que cela s'est accompagné en même temps d'un déclin important du nombre d'arbres, d'une baisse générale de la fertilité des sols et de la migration des éleveurs (engendrant une baisse de l'abondance de fumier), faute de terres disponibles.

Cette restitution a été à l'origine d'une longue discussion entre les participants.

Un des participants, habitant de Médinacouta et président de la forêt communautaire, dit qu'il est d'accord avec la dynamique mais que les habitants de la région ne ressentent pas encore cette pression aujourd'hui, en particulier en ce qui concerne les forêts communautaires qui ne sont pas encore touchées par le phénomène.

Une longue discussion a lieu autour du problème d'érosion des ressources naturelles renouvelables et les cultivateurs de Médinacouta affirment qu'il y a effectivement eu des changements importants au cours des dernières années. Ainsi, il est clair, pour eux, qu'une augmentation du nombre de parcelles exploitées va créer de gros problèmes pour la collecte des matières premières si cela continue au même rythme. La question est maintenant de savoir si cette tendance va se poursuivre.

Pour le président de la forêt communautaire de Médinacouta, cela ne va pas continuer car le grand propriétaire ne peut plus avoir de nouvelles terres à exploiter. Il est limité à une centaine d'hectares. Ainsi, le scénario qui a été observé pendant le jeu n'est pas réaliste car le grand propriétaire ne peut plus distribuer de nouvelles terres pour de nouveaux coopérateurs (225 hectares dans le jeu, après la neuvième année). Le problème d'érosion des services écosystémiques va donc se tasser. Mais le vice-président du conseil rural de Dialakoto, intervient pour rappeler que les 100 hectares en question sont ceux qui étaient prévus au début lorsque le conseil rural avait été consulté. Or, depuis, le grand propriétaire est passé outre et est allé obtenir une autorisation auprès des administrations de Dakar pour pouvoir augmenter la taille de sa concession qui concerne aujourd'hui 700 hectares de terres le long du fleuve. Avec seulement 87 hectares d'utilisés pour l'instant (13 % du potentiel), les problèmes de collecte risquent donc de devenir chroniques dans l'avenir. En bref, il n'y a aujourd'hui aucune limite à l'extension de la bananeraie et sa taille pourrait être potentiellement multipliée par 7. Cette « révélation » provoque une forte réaction d'inquiétude de la part des participants qui ne disposaient pas de cette information.

L'extension de la bananeraie est d'autant plus probable, selon les cultivateurs, que ce n'est pas le grand propriétaire qui devra aller collecter des tuteurs et du fumier toujours plus loin, et perdre ainsi beaucoup de temps dans ces activités secondaires. En effet, il semble clair aux cultivateurs de Médinacouta que ce ne sera pas le grand propriétaire qui limitera l'accès pour le bien de la population locale, compte tenu des intérêts qu'il a à accroître la taille de l'exploitation, sans avoir à tenir compte des rétroactions négatives qui en résultent. Il est donc apparu aux participants que la question centrale est celle de l'accès aux ressources dont ils dépendent aujourd'hui et dont ils dépendront probablement demain. Une longue discussion concernant les risques futurs a alors lieu entre les participants.

Les gens de Wassadou expliquent que ce n'est pas étonnant de voir une telle évolution compte tenu de la manière dont la bananeraie est gérée. Ils conseillent aux habitants de Médinacouta de prendre en main leur avenir et de mettre en place un système qui permette de contrôler l'accès aux terres dans leur zone. Cela nécessite de s'organiser.

Résultats du jeu de rôle.

Un premier résultat concerne les rôles adoptés par les joueurs. En effet, le jeu ne donnait pas de rôles aux joueurs et c'était à eux de décider les rôles qu'ils voulaient prendre, à travers les usages qu'ils choisissaient. Ils peuvent exprimer ainsi leur parcours de vie et les activités qu'ils valorisent le plus à travers les choix qu'ils font pendant le jeu. 5 des 6 équipes ont

choisi de jouer le rôle du cultivateur de bananes. Ces équipes considéraient la culture de l'arachide comme une activité secondaire qui représente une ressource complémentaire pour l'autoconsommation et une certaine forme d'assurance contre le risque d'une mauvaise récolte de bananes. Il est apparu clairement que les participants voulaient jouer leur rôle. Ainsi, personne n'a tenu à devenir éleveur ou salarié alors que cela aurait pu être une solution de facilité. Par ailleurs, le seul participant qui s'en est tenu à la culture de l'arachide et n'a jamais souhaité travailler dans la banane est le cultivateur sérère qui ne pratique effectivement que ce type d'agriculture en réalité. Les choix réalisés par les joueurs ont donc des significations précises.

Un élément qui est ressorti de l'observation des stratégies adoptées est que l'accroissement des capacités individuelles est relatif à la possibilité de cultiver simultanément la banane et l'arachide tout en développant un petit élevage. Ces trois activités permettent en effet aux agriculteurs de réaliser trois fonctionnements complémentaires : la culture de la banane sert à gagner de l'argent ; la culture de l'arachide sert à se nourrir et à gagner de l'argent ; l'élevage représente une épargne qui peut être mobilisée en cas de besoin. Dans ce contexte, le problème essentiel du manque de capacités est lié au manque de temps disponible pour pratiquer ces trois activités. Ce manque de temps, comme nous l'avons vu, est lié à des caractéristiques institutionnelles extérieures (problème de gouvernance vis-à-vis de l'accès).

Au-delà des comportements adaptatifs observés pendant le jeu, le plus intéressant a été la discussion collective qui a eu lieu à l'occasion de la restitution et les questions clés qui ont vites émergées. Le processus discursif issu du jeu de rôle a ainsi conduit à faire émerger un premier indicateur clé – la taille de la concession (100 ou 700 hectares) – qui a conduit les participants à en identifier un second – les modalités de contrôle de l'accès aux terres argileuses permettant la production de bananes, c'est-à-dire un indicateur de gouvernance. Dans le cas de Wassadou, cet indicateur renvoie à un système de gestion communautaire contrôlé par un conseil d'administration représentant les cultivateurs locaux. Dans le cas de Médinacouta, il s'agit d'un système de gestion contractuel et hiérarchique contrôlé par le grand propriétaire et l'administration publique.

Le jeu de rôle a donc offert l'opportunité aux joueurs de partager des informations clés et de lancer un processus itératif d'apprentissage collectif au cours duquel les acteurs se sont appropriés les informations petit à petit, les ont complétées et utilisées pour justifier différents

arguments. Des suggestions ont finalement émergé concernant le besoin d'une organisation collective permettant de contrôler l'accès et l'usage des ressources dans la zone, comme cela existe avec le groupement d'intérêt économique de Wassadou géré par les villageois eux-mêmes. *L'intégration de la population locale dans le processus d'expertise et l'utilisation d'un outil de médiation interactif comme le sont les jeux de rôle, ont ainsi offert l'opportunité, à des acteurs, aux représentations, intérêts et usages hétérogènes, voire conflictuels, de partager des connaissances et des points de vue pour finalement discuter d'un problème collectif de disparition des ressources naturelles renouvelables communes. Cela a permis de ne pas envisager les interactions entre la conservation de la biodiversité et le développement humain de manière univoque et opposée. Tout au contraire, le double processus d'évaluation et de concertation a permis de souligner la possible synergie entre un renforcement des capacités des populations locales et la conservation de la biodiversité si les accès aux ressources naturelles renouvelables étaient sécurisés en faveur des petits coopérateurs. Il s'agit là d'informations très précieuses pour la mise en place de politiques publiques qui souhaitent renforcer les capacités des individus tout en conservant la biodiversité.*

Limites du jeu de rôle.

La principale contrainte rencontrée pour la construction de ce jeu a été le temps disponible : le travail de co-construction a en effet duré quatre jours et il a fallu organiser ce jeu sur les deux derniers jours. Pour le même problème de temps, il n'a été possible de réaliser qu'une seule partie.

La principale difficulté pour la construction du jeu a été de paramétrer de manière précise les rétroactions liées à l'accroissement des cultures de bananes et d'arachide. L'évolution du temps de collecte du fumier, de la paille et des tuteurs en fonction de l'évolution des usages a ainsi été paramétrée à partir des descriptions des participants. Afin de valider les hypothèses retenues, il faudrait croiser ces informations avec des études plus fines. On en revient à la nécessité de mettre en place des systèmes de suivi de manière à pouvoir disposer de données longitudinales.

La principale limite de ce jeu de rôle est qu'un des acteurs principaux n'était pas représenté dans le jeu, à savoir le grand propriétaire. Cette absence tient à deux choses. Tout d'abord cette personne est très difficile à contacter et il n'a donc pas été possible d'avoir un entretien avec elle. Ensuite, les coopérateurs craignent cette personne au point qu'ils ne voulaient pas qu'un chef de secteur, qui aurait pu représenter le grand propriétaire, soit présent à la réunion, de peur que ce dernier apprenne la réalisation d'un tel travail. Il semble pourtant que le jeu

gagnerait énormément à créer un rôle de grand propriétaire et à faire participer cette personne au jeu.

En ce qui concerne l'arachide, un cultivateur ne peut pas, dans le jeu, utiliser plus de 11 parcelles – ce qui revient à un peu moins de 3 hectares. Pour le joueur qui a décidé de faire uniquement de l'arachide, il semble que cette contrainte n'est pas réaliste. Il s'agirait donc de savoir ce qu'une personne seule, avec du matériel, peut cultiver comme surface d'arachide.

La question des interactions sociales et des interactions écologiques n'est pas réellement traitée dans le jeu qui s'est focalisé sur les usages. Cela nécessite donc un développement plus fin du jeu de rôle pour la suite, en particulier concernant les relations entre le grand propriétaire et les coopérateurs.

c- Evaluation du processus de co-construction dans les réserves de biosphère d'Afrique de l'Ouest

Les indicateurs qu'il est possible de prendre en compte pour évaluer le processus de co-construction sont de différentes natures : les *indicateurs de coûts de transaction*, les *indicateurs organisationnels* et les *indicateurs procéduraux*.

Les indicateurs de coûts de transaction.

Les coûts de transaction générés par la co-construction se sont traduits par un investissement lourd en temps et en personnes. En effet, la co-construction a mobilisé entre 10 et 15 personnes pendant trois ou quatre jours dans chacune des réserves de biosphère.

La question est de savoir si le processus de co-construction des indicateurs d'interactions et les simulations qui ont pu être réalisées grâce à ces derniers ont permis de réduire les coûts de transaction entre les communautés de pratique des réserves de biosphère.

Un premier point qu'il faut souligner est que les processus de co-construction réalisés dans les quatre réserves de biosphère représentent un travail exploratoire avant tout. En effet, au fil du processus, la procédure a été testée, des problèmes sont apparus, et d'une fois sur l'autre des améliorations ont été apportées¹⁴⁴. C'est pourquoi l'efficacité et la qualité du processus se

¹⁴⁴ L'idée est que les processus de gestion adaptative – impliquant des démarches de learning-by-doing – doivent en premier lieu concerner les outils d'évaluation et de concertation. Il s'agit ainsi d'un processus d'apprentissage instrumental tel qu'il est envisagé dans la GIRN.

sont aussi accrues au fil des travaux pour ne devenir véritablement satisfaisantes que lors du processus de co-construction qui a eu lieu au Niokolo Koba (tableau 41).

Tableau 41 : Difficultés rencontrées au fil des réunions de co-construction réalisées dans les 4 réserves de biosphère et solutions adoptées pour y faire face.

Difficultés rencontrées dans les processus de co-construction	Moyens utilisés pour y faire face
Difficultés à lancer les discussions en partant des ressources	La co-construction partira des acteurs
Problème de distinction entre les acteurs directs et indirects	Distinction abandonnée
Coût important pour avoir une bonne représentativité territoriale de la réserve lors des réunions	Choix d'un site représentatif des problématiques de la réserve et identification des participants à cette échelle
Problème de forme pour que les communautés de pratique puissent interagir (problème d'analphabétisme par exemple)	Utilisation d'icônes reliées par des flèches et de carte géographique
Difficultés pour travailler directement sur les interactions	Construction du système d'interactions petit à petit à partir de l'histoire des communautés de pratique (les interactions sont identifiées au fil de l'histoire raconté par les participants)
Trop grand nombre d'interactions rend les schémas difficiles à appréhender	Limitation du nombre d'acteurs (6 acteurs les plus importants dans la liste identifiée) de manière à réduire indirectement les interactions
Problématique des interactions société-nature dans les réserves de biosphère est trop large	Après avoir décrit le système d'interactions, les participants choisissent une question qu'ils veulent traiter puis on reprend les éléments du système qui sont utiles pour traiter cette question
Temps passé à décrire les usages et les critères de décision est trop important (parfois 8 heures) par rapport au reste du travail	Les participants décrivent les usages et les animateurs leur demande pourquoi ils font tel ou tel choix, utilisent tel ou tel outil, ce qui réduit le temps de travail. Par ailleurs, la description n'est plus faite que pour les activités qui concernent une problématique précise
Problème pour réaliser des simulations parlantes et véhiculant beaucoup d'informations à partir des indicateurs d'interactions	Utilisation croisée de schémas, de cartes géographiques et surtout de jeux de rôle
Absence de données sur les sites	Développement de protocoles simples permettant de valoriser les savoirs locaux et de collecter des informations sur les services écosystémiques pendant l'activité (il faut une personne ressource sur chaque terrain pour animer ce système d'information)

Il est ainsi possible de dire que les travaux de co-construction réalisés dans les trois premières réserves (Mare aux Hippopotames, W et Boucle du Baoulé) ne semblent pas avoir été une source de réduction des coûts de transaction même si des discussions animées sur des problèmes divers (notamment les conflits entre élevage, conservation et culture) ont eu lieu et que des propositions ont été faites.

En revanche, le travail réalisé au Niokolo Koba qui a bénéficié des expériences précédentes a permis de réduire les coûts de transaction entre les communautés de pratique de manière significative pour plusieurs raisons selon nous (Levrel, 2006a).

Le fait d'avoir croisé une carte géographique, un schéma d'interactions et un jeu de rôle a fourni de nombreux outils de médiation qu'il est possible de mobiliser à différents moments des simulations et facilitent l'exploration des futurs pour les participants. Cela permet d'avoir des représentations spatiales des phénomènes (carte), de souligner les interactions société-nature qui sont représentées derrière le jeu (schéma) et de mettre en place une forte interactivité dans l'usage des indicateurs (jeu de rôle).

Cette idée d'interactivité nous semble essentielle. En effet, un élément qui explique le succès du jeu de rôle pour réaliser des simulations par rapport aux autres outils de médiation, est que les simulations qui ont été réalisées à partir des matrices ou des schémas étaient exécutées par les médiateurs, alors que les simulations qui ont été réalisées à partir des jeux de rôle étaient seulement organisées par les médiateurs. Dans le premier cas, on est encore dans une logique de « tableau de bord d'indicateurs » permettant de décrire et de « piloter » un système. Dans le second, on est dans le système et on interagit avec lui grâce à l'utilisation d'indicateurs.

Le jeu de rôle a ainsi offert l'opportunité aux participants de jouer avec les indicateurs qu'ils ont préalablement co-construits et d'interagir avec le système société-nature auquel ils appartiennent. En prenant des décisions à partir des indicateurs, ils se les approprient et peuvent se rendre compte qu'ils ont besoin de nouveaux indicateurs pour mener à bien leur partie.

La simulation elle-même est le fruit des choix que les joueurs font pendant la partie. Ces choix ont un impact sur des indicateurs individuels – revenu, rendement du champ, temps disponible, investissement... – mais aussi sur des indicateurs communs à chaque joueur utilise – disponibilité en bois ou en eau. Ainsi, les joueurs peuvent observer directement les effets de leurs usages, des interactions sociales ou de certaines règles, sur la dynamique de la biodiversité, ainsi que les rétroactions qu'elle génère sur les services écosystémiques.

Les liens entre l'évolution des indicateurs et les prises de décision permettent aux joueurs de prendre conscience des interactions – sociales et écologiques – directes et indirectes dont ils dépendent et dont dépendent les ressources qui les entourent, mais aussi d'adapter leur comportement – de manière individuelle ou collective – pour faire face à ces changements. Le jeu offre ainsi l'occasion de lancer des processus itératifs d'apprentissage individuel et collectif à propos des interactions société-nature, en reliant les crises économiques et

écologiques naissantes avec les prises de décision décentralisées et les problèmes de gouvernance auxquelles elles renvoient.

Ceci explique sans doute pourquoi la simulation réalisée dans la Réserve de Biosphère du Niokolo Koba a été à l'origine d'une longue discussion sur la rareté croissante des services écosystémiques nécessaires à l'agriculture dans la région et des causes de cette dynamique, en l'occurrence l'arrivée toujours plus importante de nouveaux agriculteurs. Ce diagnostic collectif a aussi permis de débattre sur les réponses collectives qu'il était possible d'apporter pour faire face à ces dynamiques.

Cette discussion a impliqué la confrontation d'arguments entre les différentes parties, qui utilisaient les indicateurs co-construits pour justifier tel ou tel point de vue¹⁴⁵. Elle a donc été marquée par un processus itératif de réfutation très actif qui a fait rapidement émerger les questions clés concernant la conservation des ressources. A ces questions clés correspondent des indicateurs clés ou structurels qui déterminent en grande part les dynamiques du système société-nature. Il est ainsi apparu, au Niokolo Koba, que les deux indicateurs clés qui expliquaient la dynamique du système société-nature, et les risques de crises, étaient la taille de la concession du grand propriétaire et le système foncier en vigueur dans la bananeraie de Médinacouta. Indirectement, cette discussion a permis de questionner le problème du contrôle de l'accès aux terres dans une zone normalement protégée (la zone tampon).

Dès lors, un échange d'expériences a eu lieu entre les cultivateurs de Médinacouta, qui travaillent avec le grand propriétaire, et les cultivateurs de Wassadou qui appartiennent à un groupement d'intérêt économique et ne connaissent pas de pénurie de ressources naturelles renouvelables.

Ces éléments expliquent pourquoi le processus de co-construction et les indicateurs eux-mêmes ont participé, dans ce cas précis, à l'émergence d'un processus de co-gestion adaptative. Ainsi, alors que les indicateurs représentent traditionnellement un outil de planification centralisée et d'expertise renvoyant à une approche en termes de « command and control », le jeu de rôle a offert l'opportunité d'utiliser les indicateurs de manière interactive et décentralisée à une échelle locale.

Il a permis de désenclaver les informations, de faire converger les représentations sur la rareté croissante des services écosystémiques et sur la question centrale du contrôle de l'accès aux ressources, mais aussi à faire émerger des propositions de solutions.

¹⁴⁵ Il s'agit des indicateurs qui créent le plus de « sens » pour la plupart des joueurs et apparaissent comme les plus légitimes à toutes les parties. En effet, l'objectif est ici de convaincre les autres participants.

Il faut ensuite évaluer le processus de co-construction vis-à-vis des principes de la démocratie technique en reprenant les critères d'évaluation de Callon, Lascoumes et Barthe (2001).

Les indicateurs organisationnels.

Commençons par le *degré de dialogisme* de la procédure (tableau 42).

Tableau 42 : Le degré de dialogisme de l'organisation des processus de démocratie technique pour le processus de co-construction dans les réserves de biosphère d'Afrique de l'Ouest.

Critères	Sous-critères	Valeurs
Intensité	<ul style="list-style-type: none"> - degré de précocité de l'engagement des profanes dans l'exploration des mondes possibles - degré d'intensité du souci de composition du collectif 	Moyenne
Ouverture	<ul style="list-style-type: none"> - degré de diversité des groupes consultés et degré de leur indépendance vis-à-vis des groupes d'action constitués - degré de contrôle de la représentativité des porte-parole des groupes impliqués dans le débat 	Moyenne
Qualité	<ul style="list-style-type: none"> - degré de sérieux des prises de parole - degré de continuité des prises de parole 	Forte

Source : Callon, Lascoumes et Barthes, 2001, p.219

Le degré de *précocité de l'engagement* des profanes peut être considéré comme moyen pour une seule raison : l'initiative est une initiative en top-down (le programme MAB de l'UNESCO). Mais au-delà de ce problème d'initiative, le processus semble avoir bien respecté les critères d'intensité et de précocité qui permettent de qualifier la démocratie dialogique.

Tout d'abord car d'un point de vue institutionnel, le projet MAB-UNESCO travaille avec des représentants des communautés locales depuis le lancement du programme et que ces derniers participent réellement aux discussions lors des réunions.

Ensuite car le processus de co-construction, même s'il se déroulait sur une période courte, a mis un accent particulier sur la *composition du collectif* à travers la première phase du travail de co-construction.

La première phase consistait en une suite de rencontres avec les populations locales comme nous l'avons souligné plus haut. Le fait de se déplacer dans les villages et d'aller à la rencontre des personnes, des représentants du village ou des groupements a toujours été très apprécié. Cette première visite permet aux personnes de s'exprimer librement, dans leur environnement, sur les choses qui les préoccupent : les évolutions récentes, les nouveaux

arrivants, les changements d'usages, la disparition de certaines règles, les conflits avec les autorités ou d'autres groupements, l'évolution des ressources, etc.

C'est aussi l'occasion d'éclaircir certains points avant le processus de co-construction concernant le programme et ses objectifs. Notamment de préciser qu'il ne s'agit pas d'un travail sur la conservation mais sur la concertation, ce qui est très important dans ces zones d'espaces protégés où la plupart des programmes sont perçus de manière négative par des populations qui voient en ces derniers une source de moyens supplémentaires pour renforcer le contrôle des accès.

Un autre élément important concernant le soucis de composition du collectif est d'avoir évalué la représentativité des participants à l'aune des activités humaines présentes dans les réserves. Ce choix a des avantages et des inconvénients. Des avantages car cela permet de traiter sérieusement la question des usages de la biodiversité au sein des réserves de biosphère. Des inconvénients car si les activités sont bien représentées, la diversité des pratiques au sein de ces activités ne l'est pas. Par ailleurs, identifier des représentants à partir de leurs activités revient aussi fatalement à les classer et ce, de manière souvent très artificielle. Ainsi, la plupart des participants sont à la fois cultivateur, éleveur, pêcheur et cueilleur.

Une limite concernant la composition du collectif est donc que cette dernière repose sur le présupposé que les principales difficultés de communication concernent celles qui existent entre les catégories de pratique liées à des activités spécifiques. Or, il est fort possible que les principales difficultés de communication concernent des groupes d'acteurs au sein de ces catégories – éleveurs transhumants VS éleveurs sédentaires, culture intensive VS culture extensive, pêcheurs pour l'auto-consommation VS pêcheurs professionnels –, ce qui nécessiterait de repenser ou d'affiner les processus de co-construction.

Cette question doit être approfondie si l'on veut que les processus participent réellement à une meilleure communication dans les réserves de biosphère, en répondant notamment aux questions suivantes : A quelles échelles sont les déficits en communication ? Où est-ce que les besoins de coordination sont les plus importants ?

Le souci de composition du collectif s'est aussi traduit par la volonté d'avoir une bonne représentativité des minorités et des villages entourant la réserve. Si les objectifs de représentativité ont été réalisés pour les groupes à faible statut avec une bonne participation des minorités ethniques et des femmes notamment, il a été plus délicat d'atteindre l'objectif de représentativité géographique. Tout d'abord parce que le temps imparti pour réaliser le travail a été très court, en particulier à la RBMH, et qu'il devenait donc difficile d'aller à la

rencontre et/ou de réunir des personnes éloignées géographiquement les unes des autres. Ensuite parce que certaines réserves peuvent atteindre des dimensions telles (la RBBB fait 2 500 km²) qu'il est impossible d'obtenir une représentativité géographique à travers la participation d'une dizaine de personnes. Enfin, les réserves de biosphère sont le plus souvent dépourvues de moyens de communication efficaces ce qui complique énormément l'organisation d'une réunion à laquelle doivent participer des personnes séparées par plusieurs dizaines, voire centaines de kilomètres. Finalement, la représentativité géographique n'a été correctement réalisée que dans la RBW, mais ce fut uniquement grâce à la mobilisation de tous les moyens disponibles du parc, ce qui a engendré des coûts importants. C'est pourquoi ce critère de représentativité territoriale a été délaissé au profit d'un critère de représentativité d'un site vis-à-vis des problèmes que connaît l'ensemble de la réserve.

La seconde phase qui était caractérisée par la co-construction à proprement parler, a elle aussi respecté un fort *degré de précocité* en ce qui concerne la participation des profanes puisque les représentants des communautés de pratique ont été intégrés dans le processus en même temps que les scientifiques et les gestionnaires. Ils ont ainsi participé à l'ensemble du processus de co-construction des indicateurs.

Par ailleurs, le fait que les règles de construction aient une origine exogène n'est pas un problème en soit. En effet, elles doivent justement avoir un caractère extérieur pour pouvoir être considérées comme neutres par les participants. Cette neutralité n'est pas seulement formelle puisque les règles de construction ne reposent pas sur des préjugés normatifs. Elles permettent simplement de décrire les systèmes d'interactions société-nature que représentent les réserves de biosphère à travers une suite d'étapes, sans fixer aucune contrainte quant aux entités à identifier.

Enfin, il est apparu qu'une fois le système décrit, il était possible de « redonner la main » aux populations locales en leur demandant simplement sur quoi elles voulaient travailler ensuite, sans préjuger que cela aura forcément un lien direct avec la question initiale. Dès lors, le processus d'identification des indicateurs d'interactions devient véritablement endogène. Au Niokolo Koba par exemple, les participants ont souhaité travailler sur l'agriculture. La question de la biodiversité n'a donc pas été traitée directement mais elle a émergé ensuite car les interactions avec cette dernière sont très nombreuses (dégâts provoqués par les animaux sauvages comme les phacochères, les hippopotames ou les cynocéphales du fait de la conversion de leurs habitats en terres cultivées ; érosion de la fertilité des sols du fait de la disparition de certaines essences ; disparition des arbres liée aux besoins en piquets pour

l'agriculture intensive de la banane et rétroactions liées à l'érosion des services écosystémiques...).

En ce qui concerne l'*ouverture* du processus, il est qualifié de moyen, là aussi pour une raison unique : le *degré de représentativité* des participants est forcément difficile à contrôler et ce d'autant plus qu'il y a toujours des petits avantages à tirer de ce type de réunion (défraiement des journées passées à participer au travail de co-construction par exemple¹⁴⁶). La représentativité était évaluée lors de la première phase de travail qui permettait de distinguer les représentants institutionnels des représentants réels des communautés de pratique. Les critères sur lesquels la sélection des représentants devait avoir lieu étaient leur légitimité auprès de la communauté qu'ils étaient censés représenter ainsi que leurs capacités à échanger avec les autres acteurs et à réaliser des restitutions auprès de leur communauté de pratique. L'identification de représentants a été parfois délicate du fait de conflits au sein d'un même village (deux cas dans la RBBB). Dans ce cas, l'identification de représentants soulève de gros problèmes. Il y a en effet un risque important pour que le choix d'une personne, qui appartiendra forcément à un des groupes du village, conduise à créer de nouvelles tensions et qu'elle ne puisse réellement parler au nom de l'ensemble des villageois. C'est pourquoi il a été parfois nécessaire de prendre deux personnes d'un même village. Cependant, à chaque fois, le choix des représentants revenait toujours aux communautés.

La *diversité des groupes* pris en compte dans le travail de co-construction a toujours été très importante, même si le nombre de participants n'a jamais dépassé la quinzaine, de manière à ce que le travail reste dynamique.

L'*indépendance par rapport aux groupes constitués* a été aussi importante pour une simple raison : il n'y a pas beaucoup de groupes constitués et lorsque ces derniers existent, ils ont un ancrage véritablement local. Dès lors, les identités émergeaient et se recomposaient au fil des questions concernant les interactions société-nature et l'évolution des discussions. Les seuls représentants qui sont parfois apparus comme un groupe constitué sont les gestionnaires des réserves.

Enfin, concernant la *qualité*, il est possible de qualifier ce critère de fort. En effet, les *prise de parole étaient sérieuses* pour une raison simple : les discussions concernaient les activités des personnes présentes. Or, les participants tenaient à décrire de manière très précise leur activité

¹⁴⁶ Ce défraiement était cependant relativement faible (2 000 FCFA/jour auxquels s'ajoutaient les repas) de manière à ne pas créer trop de biais dans la représentativité des participants.

et les pratiques qui s’y rattachent. L’investissement des différentes parties prenantes et le partage des savoirs spécifiques a donc été très important. Dans ce contexte, personne n’a intérêt à jouer le jeu de l’asymétrie d’information. Les scientifiques avaient par ailleurs un rôle d’appui en fournissant de manière équitable les informations nécessaires à l’avancement des discussions collectives. De la même manière, les questions relatives aux ressources étaient traitées très sérieusement puisqu’il s’agissait des ressources dont les communautés de pratique dépendent pour leur survie.

Le travail était réalisé sur deux, trois ou quatre jours à suivre, ce qui permettait d’avoir une *continuité* dans la participation des représentants mais aussi dans le discours qu’ils pouvaient tenir sur les questions abordées.

Il est cependant important de souligner un problème de continuité à une autre échelle. En effet, la suite du travail de co-construction n’a pas encore été réalisée, pour des raisons techniques, organisationnelles et humaines diverses. Cela peut poser des problèmes en ce qui concerne la confiance dans le processus. Ceci est d’autant plus probable que certains des animateurs qui ont participé au travail de co-construction ont été mutés (Niokolo Koba, Mare aux Hippopotames et W) et qu’il faudra donc travailler avec de nouveaux médiateurs qui ne connaissent ni la méthode de travail ni les résultats obtenus¹⁴⁷.

Les indicateurs procéduraux.

Passons maintenant à l’*organisation* de la procédure de co-construction des indicateurs d’interactions (tableau 43).

Tableau 43 : La mise en œuvre des procédures.

Critère	Valeur
Egalité des conditions d’accès aux débats	Moyenne
Transparence et traçabilité des débats	Forte
Clarté des règles organisant les débats	Forte

Source : Callon, Lascoumes et Barthes, 2001, p.223

Il est possible de considérer que l’*égalité* des conditions d’accès au débat a seulement été moyenne. En effet si les animateurs ont permis de contrebalancer les rapports de pouvoir, de réguler les temps de parole et d’offrir des opportunités d’échange aux participants ayant un faible statut, il n’en reste pas moins que des problèmes de participation se sont posés.

¹⁴⁷ Cela montre cependant l’intérêt d’avoir travaillé avec deux animateurs, celui qui est resté pouvant prendre le relais.

Tout d'abord car parler français, savoir lire et écrire ou avoir l'habitude de travailler avec des touristes et des étrangers, peut offrir un avantage important dans les débats (notamment, cela permet d'échanger directement avec le point focal ou le consultant, de s'approprier aisément ce qui est écrit sur le tableau et d'avoir tout simplement plus d'assurance lors des discussions avec les intervenants « extérieurs »). Par ailleurs, certains participants représentaient des activités illégales (comme le braconnage), ce qui ne les incitait pas à intervenir. Le même problème de participation se posait pour les femmes dont la position, lors des débats, a fortement variée en fonction des réserves. A la Mare aux Hippopotames, les femmes étaient bien représentées et avaient un fort poids lors des discussions collectives. Ce ne fut pas le cas au Niger, au Mali et au Sénégal où elles étaient beaucoup moins actives dans les discussions.

Un autre problème essentiel concerne la langue utilisée lors du processus de co-construction. En effet, même si les échanges se déroulaient en langue locale, les scientifiques et les gestionnaires, plus à l'aise en français, communiquaient souvent dans cette langue entre eux, ce qui laisse donc de côté une partie des participants. Dès lors, seuls les participants comprenant le français pouvaient intervenir dans ces échanges. Le rôle des médiateurs est d'empêcher ce procédé qui crée de la méfiance parmi les participants et sape le processus de concertation.

Ils doivent aussi chercher à équilibrer les rapports de force entre gestionnaires et représentants des communautés locales.

En effet, les relations qu'entretiennent les gestionnaires avec les populations locales, jouent énormément sur le climat de travail. Ainsi, lorsque ces derniers formulaient des critiques à l'égard des communautés de pratique, les critères d'égalité et de neutralité étaient tout de suite remis en cause puisqu'un principe de hiérarchie se mettait en place. Par ailleurs, si les indicateurs d'interactions offrent l'opportunité de mieux comprendre les logiques d'usages et donc la dynamique des systèmes, ils peuvent aussi représenter un moyen de manipulation pour les gestionnaires en offrant des informations sur les stratégies qu'adoptent les communautés de pratique locale. Ce problème pourrait être traité à partir de la mise en place d'une charte concernant l'usage des indicateurs d'interaction – qui doivent représenter des outils de concertation et non pas de contrôle.

On peut noter que le processus de co-construction au sein duquel les scientifiques et les gestionnaires étaient le plus représentés (Boucle du Baoulé), est celui qui a le plus bloqué les participants. Il semble ainsi, de manière assez logique, que les représentants des communautés locales préfèrent être entre eux et ne pas avoir beaucoup d'experts, de scientifiques ou de représentants de l'Etat autour d'eux lorsqu'ils discutent.

Il est possible d'identifier des indicateurs qui montrent que la confiance au sein du groupe est bonne ou au contraire mauvaise. Le premier est lorsque les participants adoptent des comportements qui leur permettent de sortir de la discussion (ils utilisent, par exemple, une langue qui n'est pas comprise par les animateurs) car cela traduit une méfiance envers les personnes qui pourraient comprendre ce qui est dit.

Un autre signe qui peut montrer qu'il existe un manque de confiance dans le processus est lorsque les participants essaient de « bien répondre », c'est-à-dire de répondre ce que les gestionnaires ou le consultant souhaiteraient entendre selon eux. C'est pourquoi les animateurs doivent expliquer régulièrement que le travail réalisé ne vise pas à identifier des activités illégales, informations qui pourraient servir aux gestionnaires du parc.

Le travail de co-construction doit ainsi toujours être basé sur une démarche volontaire de partage des informations. Il ne faut pas qu'un des acteurs ait le sentiment d'avoir été poussé à révéler des choses qu'il ne voulait pas dire, sans quoi il sera impossible de réitérer ces réunions de travail. C'est pourquoi il est essentiel de veiller à ce que les informations traitées lors de ces journées ne servent pas des desseins individuels.

Là encore, le recours à une charte éthique telle que celle utilisée par le groupe ComMod pour la modélisation d'accompagnement pourrait être utile.

En ce qui concerne la *transparence* et la *traçabilité* des débats, il est possible d'avoir accès aux comptes rendus des réunions qui détaillent de manière très précise les échanges qui ont eu lieu. Ces comptes rendus ont été envoyés aux animateurs qui, théoriquement, devaient pouvoir répondre ainsi à des questions précises sur la manière dont s'était déroulé le travail de co-construction. C'est pourquoi la valeur de ce critère peut être qualifiée de forte.

En ce qui concerne la *clarté des règles*, le travail par étapes et en groupes, ponctué de questions simples, fonctionne bien. Il permet à tous les acteurs de bien s'approprier le travail réalisé et aux participants de formaliser petit à petit de manière intégrée les problèmes qui existent dans la réserve.

Les scientifiques ont globalement bien respecté les règles du jeu en intervenant uniquement pour demander des précisions, souligner des incohérences ou répondre à des questions.

Les règles de co-construction ont été les mêmes dans chacune des réserves même si des aménagements étaient adoptés en fonction des contraintes spécifiques (de langage notamment) ou de la dynamique des débats. C'est pourquoi il est possible de considérer que la valeur de ce critère est forte.

Conclusion

Le travail de co-construction des indicateurs d'interactions, réalisé dans les réserves de biosphère d'Afrique de l'Ouest, a été fondé sur la prise en compte des représentations des communautés de pratique et de leurs préférences.

L'avantage de cette approche est qu'elle permet d'identifier des indicateurs à partir desquels il est possible de communiquer avec un large public mais aussi de mobiliser des sources d'information peu coûteuses à valoriser, si un travail interactif est lancé entre scientifiques et profanes. Elle offre par ailleurs l'opportunité de ne pas se focaliser sur la conservation de la biodiversité dans des zones où le développement est une priorité. En effet, mettre en place des indicateurs de biodiversité n'a pas beaucoup de sens dans les zones rurales des PED, si ces outils d'évaluation ne sont pas reliés à des indicateurs concernant l'état des ressources dont les populations dépendent.

Il s'est avéré que les indicateurs PER n'offraient pas des indicateurs d'interactions très parlants pour les populations. En fait, c'est à travers la description des usages – le comment et le pourquoi – qu'il semble possible d'identifier les indicateurs d'interactions qui font le plus sens auprès des communautés de pratique locales.

Pour rendre ces derniers dynamiques, il est apparu que le jeu de rôle offrait un outil très efficace. Un élément qui explique le succès de cet outil, pour utiliser les indicateurs d'interactions et réaliser des simulations, est qu'il permet de passer d'une situation où les indicateurs sont toujours envisagés sous l'angle d'un tableau de bord à partir duquel il est possible de décrire le système, à une situation où il est possible d'interagir avec lui. Il s'agit là d'une formidable propriété pour lancer des processus d'apprentissages individuel et collectif. En effet, les joueurs font des choix à partir d'indicateurs individuels et ces choix sont à l'origine de la simulation. Par rétroaction, ces choix ont un impact sur des indicateurs ayant une dimension collective. Les jeux de rôle permettent ainsi de relier les pratiques individuelles avec des dynamiques globales. Ceci est d'autant plus intéressant que les joueurs peuvent observer directement les effets de leurs usages ou de certaines règles sur la dynamique de la biodiversité, et avoir des surprises qui vont les conduire à discuter ou à adapter leurs pratiques pendant le jeu.

CONCLUSION GENERALE

Notre travail avait pour objectif de comprendre comment les indicateurs d'interactions pouvaient permettre de mieux appréhender les interactions entre les dynamiques de la biodiversité et les dynamiques socio-économiques d'une part, mais aussi comment ils pouvaient favoriser l'émergence de processus d'apprentissage.

Un premier point qui est apparu est que, les systèmes société-nature étant complexes, vouloir agir sur leur dynamique à partir d'une approche en top-down génère de nombreux coûts de transaction. Pour dépasser ce problème, de plus en plus de gestionnaires et de scientifiques, travaillant sur la question des ressources naturelles renouvelables, en appellent à la mise en place de systèmes de co-gestion adaptative. Cette co-gestion adaptative est fondée sur l'idée que, dans un contexte de grande complexité et d'incertitude, il est nécessaire d'adopter une approche modeste d'apprentissage collectif, ancrée localement, qui permet de tester des mesures de gestion prenant en compte les conséquences économiques, écologiques et sociales. Dans le domaine de la biodiversité, la co-gestion adaptative doit chercher en priorité à réconcilier les intérêts des différentes communautés de pratique autour des questions de conservation et de développement, en vue d'établir des compromis sur les choix collectifs à réaliser. C'est en effet uniquement sous cette condition que les décisions collectives pourront apparaître comme légitimes aux yeux de toutes les parties et que les coûts de transaction pourront être considérablement réduits. Cette approche implique d'adopter une perspective doublement intégrée : premièrement, car il est indispensable d'adopter une approche interdisciplinaire et multidimensionnelle ; deuxièmement, car elle requiert de prendre en compte les communautés de pratique concernées directement ou indirectement par les changements en cours. Cette double intégration se traduit concrètement par la nécessité d'articuler entre elles des échelles spatiales, temporelles et symboliques hétérogènes renvoyant aux questions sociales, écologiques et économiques.

Pour pouvoir articuler ces échelles, il est nécessaire d'avoir recours à de nouveaux outils et à de nouvelles méthodes. Ces outils et ces méthodes doivent avoir pour fonctions :

- De fournir des instruments de médiation efficaces de manière à pouvoir *faire sens* auprès de différentes communautés de pratique.

- De prendre en compte les *interactions* entre les phénomènes économiques, écologiques et sociaux liés à la question de la biodiversité et les incertitudes concernant ces interactions.
- De fournir des *instruments exploratoires* permettant de tester des scénarii à partir de simulations en vue de s'intéresser aux futurs possibles.
- D'être construits à partir des *savoirs scientifiques* mais aussi des *savoirs profanes* qui sont souvent tacites, de manière à rechercher les complémentarités.

Nous avons, au cours de notre thèse, travaillé sur les indicateurs d'interactions concernant la biodiversité pour voir en quoi ces derniers pouvaient offrir de tels outils. Nous avons notamment cherché à évaluer si les indicateurs Pression-Etat-Réponse, qui représentent aujourd'hui les indicateurs d'interactions dominants dans le milieu de la conservation, pouvaient fournir des outils de co-gestion adaptative. Notre étude de terrain menée en Afrique de l'Ouest nous a permis de proposer une évaluation de ces indicateurs à partir des représentations que les « gestionnaires » pouvaient avoir des interactions existant entre les questions de conservation et de développement (tableau 44 ; Adams et al., 2004).

Tableau 44 : Les indicateurs d'interactions en fonction des représentations des interactions entre conservation et développement.

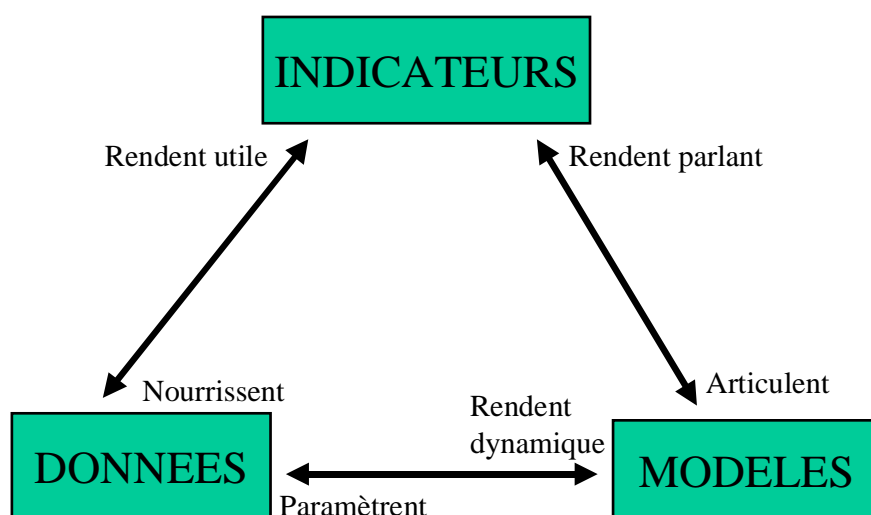
Approche des interactions développement-conservation	Indicateurs
Il s'agit de questions à part	PER (Pressions anthropiques sur la biodiversité, Etat de la biodiversité et Réponses sociales à adopter)
Le développement est une contrainte pour la conservation de la biodiversité	PER + indicateurs de développement local
Le développement est un devoir moral qui nécessite une juste répartition des coûts et des bénéfices liés à la conservation	PER + indicateurs de répartition des coûts et des bénéfices liés à la conservation
La conservation de la biodiversité est un développement durable	Indicateurs de durabilité des usages des services écosystémiques

Ces résultats permettent de souligner que les indicateurs PER sont intéressants pour décrire les interactions entre les activités humaines et les dynamiques de la biodiversité, mais qu'ils ne peuvent suffire dans le cadre d'une co-gestion adaptative de la biodiversité qui est essentiellement fondée sur la question des usages durables. C'est pourquoi nous avons

proposé un cadre intégratif élargi à partir du modèle PER, qui permet de prendre en compte cette question de la durabilité des usages, en s'inspirant du MEA¹⁴⁸.

Au-delà de cette évaluation, il nous est vite apparu que la problématique des indicateurs d'interactions ne pouvait être déconnectée de deux autres questions : les données qui vont nourrir les indicateurs et les modèles qui vont permettre d'articuler ces indicateurs à différentes échelles spatiales, symboliques et temporelles (figure 31).

Figure 31 : Système d'information intégré sur les interactions société-nature (les verbes situés en bout de flèche expriment l'apport des outils les uns par rapport aux autres).



En ce qui concerne les données, il s'avère que le principal problème est la pénurie d'informations longitudinales sur les interactions société-nature. C'est pourquoi il est important de mettre en place des systèmes de suivi concernant ces interactions. Un problème qui se pose alors est celui des coûts générés par la mise en place de tels systèmes, qui sont bien supérieurs aux ressources disponibles pour les réaliser. Un moyen alternatif pour créer des données sur ces interactions est d'avoir recours à des réseaux d'observateurs bénévoles comme nous l'a montré l'exemple du système de Suivi Temporel des Oiseaux Communs (STOC) qui produit des données standardisées sur la biodiversité à partir des savoirs naturalistes locaux. Pour cela, il est avant tout nécessaire de créer un système de réciprocité de services entre les différentes parties prenantes du système.

¹⁴⁸ Cf. figure 28.

En ce qui concerne les indicateurs, il est apparu qu'un bon indicateur d'interactions est un indicateur qui favorise l'émergence de comportements adaptatifs. Concrètement, cela veut dire que l'indicateur doit être relié aux activités quotidiennes des communautés de pratique qui en ont l'usage et être source de dissonances cognitives pour ces dernières, de manière à créer un besoin de réorganisation des représentations. Ces rétroactions correspondent au processus d'apprentissage qui permet d'adapter en permanence les perceptions, les pratiques et les connaissances pour faire face aux dynamiques en jeu. Le meilleur moyen pour identifier ce type d'indicateurs est d'avoir une description précise de la manière dont les communautés de pratique mènent leurs activités et des critères à partir desquels elles prennent leurs décisions, comme nous l'a montré l'exemple des processus de co-construction réalisés dans les réserves de biosphère d'Afrique de l'Ouest. Il est apparu que ces descriptions étaient particulièrement riches lorsqu'elles portaient de l'« histoire des acteurs ». Un des résultats de ces processus est que les communautés de pratique semblent utiliser beaucoup plus d'indicateurs pour prendre une décision – entre 10 et 15 – que ce qui est traditionnellement admis en sciences économiques. Cela ne veut cependant pas dire qu'il s'agit là du bon nombre d'indicateurs. En effet, il est essentiel de considérer que les bons indicateurs sont ceux qui sont partagés par plusieurs communautés de pratique car ils permettent de créer un langage commun à partir duquel il est possible de communiquer et de lancer des processus d'apprentissage collectif. Le bon nombre d'indicateurs est ainsi fonction du niveau d'intersubjectivité recherché. Si l'objectif est de toucher toutes les communautés de pratique d'un système, il est probable qu'il faudra avoir recours à 2 ou 3 indicateurs clés, ce qui n'empêche pas, dans un second temps, de mobiliser de nouveaux indicateurs pour expliquer l'évolution de ces 2 ou 3 indicateurs clés. Cela nécessite de réunir les différentes communautés de pratique pour que ces indicateurs clés émergent au fil des discussions.

En ce qui concerne les modèles, le travail réalisé sur l'île d'Ouessant a permis de montrer que les systèmes multi-agents offrent des modèles systémiques intégrés qui sont : assez puissants pour prendre en compte la complexité générée par les interactions société-nature ; assez flexibles pour articuler entre elles de nombreuses échelles spatiales, temporelles et symboliques ; assez plastiques pour produire des informations qui correspondent aux besoins de différentes communautés de pratique tout en conservant une unité de référence fondamentale. Ces modèles sont donc particulièrement bien adaptés pour créer des objets frontières qui permettent d'explorer les futurs possibles à partir d'une démarche interactive.

Cependant, ils demandent de nombreuses informations précises et peuvent rapidement devenir très « lourds » comme nous l'a montré l'exemple du modèle construit à Ouessant. Cela pose un problème de convivialité lorsqu'il s'agit d'un processus de modélisation d'accompagnement qui nécessite théoriquement de pouvoir mettre rapidement en situation les usagers du modèle. Un autre type de support pour mettre en place des modèles d'interactions société-nature est le jeu de rôle (ou jeu de société) qui offre l'opportunité de créer une très forte interactivité. En effet, le jeu permet aux utilisateurs des indicateurs de s'immerger dans le système société-nature auquel ils appartiennent, d'interagir avec lui et d'articuler leurs représentations avec celles du collectif. Les évolutions qu'ils observent sont celles générées par leurs décisions individuelles dans un contexte collectif. Les jeux de société offrent à ce titre un outil d'apprentissage individuel et collectif très efficace.

La séquence « traditionnelle » qui apparaît la plus réaliste est de construire des données, de mettre en place des indicateurs à partir de ces données puis de développer des modèles qui vont permettre de réaliser des simulations. Cette séquence sera efficace si elle contribue à produire des indicateurs et des modèles qui vont être utiles pour traiter la question des usages de la biodiversité. Or, cette adéquation ne pourra exister que s'il existe un traitement simultané des indicateurs et des modèles qui vont faire émerger les besoins en information.

Pour traiter cette question de l'articulation entre les données, les modèles et les indicateurs, nous avons travaillé avec trois programmes : le programme de STOC du Muséum National d'Histoire Naturel ; le programme de modélisation d'accompagnement concernant l'enrichissement dans l'île d'Ouessant (Réserve de Biosphère de la Mer d'Iroise) ; le programme de co-construction d'indicateurs d'interactions dans six réserves de biosphère d'Afrique de l'Ouest. Ces terrains nous ont permis de constater qu'il était possible de partir de n'importe lequel de ces trois outils pour commencer à travailler sur les interactions société-nature et que l'important était surtout de souligner les interdépendances qui existaient entre ces trois outils et les contraintes de réalisme qu'elles impliquaient de respecter. En effet, le travail réalisé au Muséum avait pour point d'entrée la production de données, celui réalisé sur l'île d'Ouessant partait d'un modèle et, enfin, le travail réalisé dans le cadre des réserves de biosphère d'Afrique de l'Ouest a été fondé sur la production d'indicateurs. La question de la complémentarité avec les autres outils était systématiquement traitée dans un deuxième et un troisième temps (tableau 45).

Tableau 45 : Les étapes de développement du système d'information sur les interactions entre la dynamique de la biodiversité et les activités humaines.

Etapes	Muséum National d'Histoire Naturelle	Réserves de biosphère françaises	Réserves de biosphère africaines
Etape 1	Données	Modèles	Indicateurs
Etape 2	Indicateurs	Données	Modèles
Etape 3	Modèles	Indicateurs	Données

Si les trois programmes étudiés au cours de notre thèse ont eu pour particularité d'adopter trois séquences exactement différentes pour mettre en place un système d'information sur la biodiversité et les interactions qui la concernent, ils ont un point commun qui est d'être toujours partis d'un processus de co-construction.

La co-construction des outils d'information sur les interactions société-nature répond à l'objectif de co-gestion adaptative de celles-ci. Cette méthode est fondée sur des formes variables de démocratie technique qui permettent d'intégrer différentes communautés de pratique dans la construction du système d'information¹⁴⁹. Il faut cependant différencier les niveaux de co-construction qui ont été adoptés dans ces trois programmes (tableau 46). En effet, derrière ce terme générique de co-construction, il existe des processus très différents¹⁵⁰.

¹⁴⁹ Le pendant institutionnel de cette approche est la Convention d'Aarhus traitant de l'accès à l'information et à la justice mais aussi de la participation du public aux processus décisionnels concernant l'environnement (<http://www.unece.org/env/pp>).

¹⁵⁰ Il faut par ailleurs souligner que le programme du MNHN ne se revendiquait pas d'un principe de co-construction, son objectif étant de prendre les données là où elles étaient. La co-construction apparaissait, initialement, comme une contrainte pour pouvoir disposer de données fiables sur l'évolution des populations d'oiseaux.

Tableau 46 : Les propriétés des processus de co-construction étudiés.

Caractéristiques de la co-construction	Muséum National d'Histoire Naturelle	Réserves de biosphère françaises	Réserves de biosphère africaines
Organisation de la circulation des informations	A dominante verticale	A dominante horizontale	A dominante horizontale
Médiateur	Deux animateurs nationaux + une quarantaine d'animateurs régionaux et locaux	Un modélisateur-animateur pour chaque réserve + un animateur national + un modélisateur national	Un point focal national pour chaque pays + deux animateurs locaux pour chaque réserve
Ancrage	National + réseau	Local + réseau	Local + réseau
Interdisciplinarité	Nulle	Forte	Faible
Profanes impliqués dans la co-construction	Naturalistes locaux (ornithologues) et gestionnaires de réserve	Uniquement les gestionnaires, dont la participation a été variable (absents à Ouessant)	Communautés de pratique concernées par la gestion de la biodiversité (gestionnaires, pêcheurs, chasseurs, éleveurs, apiculteurs...)
Objectif principal	Produire à un faible coût des données longitudinales à large échelle spatiale sur les dynamiques de la biodiversité	Produire un modèle pour la gestion et la concertation sur l'enrichissement dans les réserves de biosphère françaises	Produire des indicateurs concernant les interactions qui fassent sens pour les communautés locales
Outil d'intégration et de médiation	Cartes de répartition, indices statistiques, modèles de viabilité	Diagrammes d'interactions, cartes géographiques, système multi-agents et jeu de rôle	Diagrammes d'interactions, cartes géographiques, pictogrammes et jeu de rôle
Durée du programme	Dépend du renouvellement des observateurs (plus de 15 ans aujourd'hui)	3 ans	4 ans

Un point important à souligner est que, plus les processus de co-construction concernent de manière simultanée les données, les indicateurs et les modèles, plus les discussions que ces outils permettront de lancer seront collectivement fructueuses. En effet, les communautés de pratique seront d'autant plus intéressées par les informations qu'elles auront participé à l'élaboration des outils qui permettent de produire, d'organiser et de faire circuler ces informations. Par ailleurs, cela leur offre l'opportunité de connaître les forces et les faiblesses de ces outils.

La co-construction dans ces différents programmes apparaît comme un moyen et une fin.

Un moyen car il s'agit d'une méthode qui permet de désenclaver les savoirs et finalement de produire des informations sur les interactions société-nature à un faible coût. La réduction des coûts de transaction conduit ainsi à baisser les coûts d'information.

Une fin car l'objectif est aussi de permettre l'émergence d'une co-gestion adaptative de la biodiversité et une appropriation des questions sociales liées à sa conservation, grâce aux vertus pédagogiques de ces méthodes et aux opportunités de controverses qu'elles offrent. Cette manière d'articuler les fins et les moyens s'exprime bien dans le terme de « démocratie technique » utilisé par Callon, Lascoumes et Barthe (2001). La démocratie renvoie aux fins et la technique aux moyens. Pour évaluer ces processus de démocratie technique, il est donc nécessaire d'utiliser des critères de justice (dimension démocratique) et des critères d'efficacité (dimension technique).

Nos terrains ont permis de souligner qu'il était possible d'articuler ces questions d'efficacité et de justice grâce à :

- Des règles constitutives qui peuvent prendre la forme d'une charte éthique. Cette dernière doit expliciter de manière claire les fondements éthiques sur lesquels repose le processus de co-construction et donc finalement les principes de justice sous-jacents. La charte ComMod semble être un exemple à suivre pour tous les réseaux qui fonctionnent sur des processus de co-construction, y compris les réseaux d'observateurs qui devraient pouvoir bénéficier de garanties quant à l'utilisation des données produites. Le respect des principes de justice crée les conditions nécessaires à l'émergence d'un processus de co-construction efficace car il incite les communautés de pratique à partager leurs connaissances spécifiques.
- Des règles régulatrices qui vont prendre la forme d'un protocole de suivi dans le cadre des observatoires de biodiversité et celle d'une suite d'étapes de questions-discussions-réponses pour la co-construction des indicateurs ou des modèles multi-agents. Ces règles permettent d'organiser les processus de co-construction à proprement parler en établissant les bases sur lesquelles repose la standardisation des données, des modèles et des indicateurs. Elles doivent être simples et refléter un compromis entre les intérêts des différentes parties prenantes.
- Des nouveaux métiers de médiation – animateurs, traducteurs, gestionnaires de systèmes d'information, formateurs... – qui doivent permettre de créer des liens entre les communautés de pratique participant à ces processus, de veiller à leur juste représentation, d'équilibrer les rapports de pouvoir entre elles, d'offrir des conditions d'égal accès à l'information, de valoriser les savoirs tacites, de restituer sous des formes facilement compréhensibles les informations produites à différentes échelles... Ils doivent s'appuyer sur des outils d'évaluation qui soient aussi des objets frontière capables de fournir le langage commun à partir duquel il est possible d'échanger. Pour

cela, les médiateurs doivent bénéficier d'une forte légitimité auprès des différentes parties prenantes, liée notamment à des compétences spécifiques – savoirs transversaux, bonne connaissance technique des outils utilisés, facilité pour intervenir dans les discussions, position institutionnelle favorable... – qui ne pourront pas, la plupart du temps, être remplies par une seule personne. Enfin, ce sont les médiateurs qui vont garantir l'existence d'une certaine séparation des pouvoirs au sein du processus et offrir ainsi une forme d'objectivité procédurale au travail de co-construction.

L'efficacité et la justesse des processus de co-construction ne se limitent cependant pas à ces quelques points qui ne sont que des conditions préalables au bon déroulement d'un tel processus.

En effet, les processus de co-construction sont à l'origine du développement de réseaux, de l'émergence d'interactions, de la multiplication des intervenants... qui forment petit à petit un système social d'information de plus en plus complexe très difficile à appréhender.

Par ailleurs, s'il existe, comme nous avons cherché à l'expliquer, des synergies entre ces questions d'efficacité et de justice, il ne faut pas mettre de côté les tensions entre ces principes. A titre d'exemple, nous avons montré comment la participation joue un rôle important dans la forme que vont prendre les modèles. Ainsi, l'absence d'un participant lors d'une réunion de co-construction peut suffire à faire disparaître du modèle les paramètres dont il était porteur – que ces paramètres soient importants ou non pour les dynamiques traitées. Par ailleurs, le médiateur ne peut se substituer à cette personne sans quoi il perdrait sa position extérieure. Or, pour des questions d'efficacité, il n'est parfois pas possible d'attendre que tous les participants puissent être présents. Il s'agit là des questions de participation et de représentativité propres à tous les systèmes démocratiques.

En conclusion, et pour finir sur une note positive, il faut insister sur la force de tous ces systèmes d'information « démocratiques » qui est de mettre au cœur des dynamiques de production, d'organisation et de circulation de l'information, des liens sociaux qui restent la seule base à partir de laquelle il est possible de lancer les processus d'apprentissage collectif nécessaires à l'émergence d'une co-gestion adaptative de la biodiversité.

BIBLIOGRAPHIE

Acheson, (ed.), (1994), *Anthropology and institutional economics*. "Monographs in Economic Anthropology", n°12, University Press of America, 422p.

Adams W., Aveling R., Brockington D., Dickson B., Elliot J., Hutton J., Roe D., Vira B. and Wolmer W., (2004), "Biodiversity conservation and the eradication of poverty", *Science*, vol.306: 1146-1149.

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

Agence Béninoise pour l'Environnement, (2002), *Répertoire des indicateurs environnementaux de développement durable et de compendium statistiques du Bénin*, Ministère de l'Environnement de l'Habitat et de l'Urbanisme, Bénin, 305p.

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

Arias E.G., 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 présentée 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 D.C., Banque Mondiale.

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

Banque mondiale, (1972), *Report on Limits to Growth*, Mimeographed, A Study of the Staff of the International Bank for Reconstruction and Development, Washington, D.C.

Barbault R., (1997), *Biodiversité. Introduction à la biologie de la conservation*, Paris, Hachette, Collection Les Fondamentaux

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

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

Barreteau O., Le Page C. and D'Aquino P. (2003), "Role-Playing Games, Models and Negotiation Processes", *Journal of Artificial Societies and Social Simulation*, vol. 6, no. 2, <http://jasss.soc.surrey.ac.uk/6/2/10.html>

Barreteau O., Bousquet F. and Attonaty J.M., (2001), "Role-playing games for opening the black box of multi-agent systems : method and lessons of its application to Senegal River Valley irrigated systems", *Journal of Artificial Societies and Social Simulation*, vol.4, n°2, <http://www.soc.surrey.ac.uk/JASSS/4/2/5.html>.

Batifoulier P., (ed.), (2001), *Théorie des conventions*, Paris, Economica, 328p.

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.

Batifoulier P. et de Larquier G., (2001), « De la convention et de ses usages », in Batifoulier P., (ed.), (2002), *Théorie des conventions*, Paris, Economica, pp.9-31.

Batisse M., (1996), Réserves de Biosphère : un nouvel essor, *Natures, Sciences, Sociétés*, n°4, pp.268-272.

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.

Becker H.S., (2002), *Les ficelles du métier. Comment conduire sa recherche en sciences sociales*, Paris, Coll. Repères, La Découverte.

Beckerman W., (1972), "Economists, scientists and environmental catastrophe", *Oxford Economic Papers*, november, 24 (3), pp. 327-344

Bellec S., (2005), « Pratiques et représentations de la friche des résidents secondaires sur l'île d'Ouessant, *Mémoire de Master 2 d'Ethnologie à l'UBO*, sous la direction de Frédérique Chlous-Ducharme

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

Berkes F. and Folke C., (eds.), (1998), *Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience*, U.K., Cambridge, Cambridge University Press.

Bessy C., (2002), *Représentation, convention et institution. Des repères pour l'Economie des Conventions*, Centre d'Etudes de l'Emploi, document de travail n°20, 37p.

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.

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

Bioret F, Gourmelon F, Le Berre I., (1994), *Analyse spatiale du processus d'enfrichement sur l'île d'Ouessant*, Norois, 164, pp. 547-558.

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

Bonte P. et Izard L., (eds), (2000), *Dictionnaire de l'ethnologie et de l'anthropologie*, Vendôme, Quadridge/PUF.

Bouamrane M., (2006), (ed.), *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 et Bréchet T., (2005), "Models for policy-making in sustainable development: The state of the art and perspectives for research", *Ecological Economics*, Volume 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.

Boulanger P-M et Bréchet T., (2003), « Modélisation et aide à la décision pour un développement durable: état de l'art et perspective », *Institut pour un Développement Durable*, <http://users.skynet.be/idd/documents/model/finalreport.pdf>

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

Bouni, C., (1998), « L'enjeu des indicateurs du développement durable. Mobiliser les besoins pour concrétiser les principes », *Natures, Sciences et Société*, vol.6, n°3, pp.18-26.

Bousquet F., Barreteau O., D'Aquino P., Etienne M., Boissau S., Aubert S., Le Page C., Babin D. and Castella J.C., (2002), "Multi-agent systems and role games: collective learning processes for ecosystem management", in Janssen M.A. (ed.), (2002), *Complexity and Ecosystem Management. The Theory and Practice of Multi-Agent Systems*, London, Edward Elgar, pp.248-286.

Bousquet F., (1994), *Des milieux, des poissons, des hommes : étude par simulations multi-agents*, Thèse de l'Orstom, Orstom éditions.

Boutrais J., Chaboud C., Gillon Y., Mullon C., (eds.), (2001), *Du bon usage des ressources renouvelables*, Paris, IRD édition, collection latitudes.

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

Bradshaw G.A., Bekoff M., (2001), "Ecology and social responsibility: the re-embodiment of science", *TRENDS in Ecology and Evolution*, vol.16, n°8, pp.460-465

Brigand L. et Boulestreau G., (1995), *Guide d'Ouessant*, Les Editions Buissonnières, Collection Découvertes Buissonnières, 79p.

Brooks T. and Kennedy E., (2004), "Biodiversity barometers", *Nature*, Vol 431, pp.1046-1047.

Brundtland H., (1987), *Our Common Future*, Oxford, Oxford University Press.

Buchanan J.M., (1954), "Social Choice, Democracy and Free Markets", *Journal of Political Economy*, n°62, 1954.

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

Buhot C., (2004), *Analyse du marché foncier et immobilier dans les îles du Ponant (1995-2001)*, IUEM, Université de Bretagne Occidentale, 20p.

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.

Carpenter S.R., Brock W.A., Ludwig D., (2002), "Collapse, Learning, and Renewal", in Gunderson, L.H. et Holling, C.S., (eds.), (2002), *Panarchy. Understanding Transformations in Human and Natural Systems*, Washington D.C., Island Press, pp.173-193.

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.

Chaserant C., Thévenon O, (2001), « Aux origines de la théorie économique des conventions: prix, règles et représentations », in Batifoulier P., (ed.), (2002), *Théorie des conventions*, Paris, Economica, pp.35-61.

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 A., (1997), *Being There: Putting Brain, Body and World Together Again*, Cambridge, Massachusetts, MIT Press.

Clark W.C., 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 D.C.

Comité International de la Croix Rouge (CICR), (1999), *Rapport annuel*, Genève.

Commission des Communautés Européennes, (2005), « Indicateurs de développement durable pour suivre la mise en œuvre de la stratégie de développement durable de l'Union Européenne », *Communication de Almunia aux membres de la Commission*, 9 février 2005, Bruxelles, 20p.

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.

Commission on Sustainable Development, (1992), *Texts from the United Nations Conference on the environment and development, Rio de Janeiro : Statements, Agreement, Agenda 21*, New York, Geneva, United Nations, www.un.org/esa/sustdev/agenda21.htm

Condorcet J-A. de, (1785), *Essai sur l'application de l'analyse à la probabilité des décisions rendues à la pluralité des voix*, Imprimerie Nationale, Paris.

Convention sur la Diversité Biologique, (1992), <http://www.biodiv.org/doc/legal/cbd-un-fr.pdf>, 33p.

Corei T., (1995), *L'économie institutionnaliste. Les fondateurs*, Paris, Coll. « Economie de Poche », Economica, 112p.

Costanza R., Daly H., Folke C. et al., (2000), "Managing our environmental portfolio", *BioScience*, n°50, pp.149-155.

Couvet D., Jiguet F., Julliard R. et Levrel H., (2006), « Observatoires et indicateurs de biodiversité », *Biosystema*

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., 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 ».

Crozier M. et Friedberg E., (1981), *L'acteur et le système: les contraintes de l'action collective*, [première édition : 1977], Editions du Seuil, Coll. Sociologie Politique.

CTEBD, (2006), *Lettre d'information*. Avril, 3p. (http://biodiversity.eionet.europa.eu/publications/Info_2006_Avril_ETCBD.pdf)

D'Aquino P., Seck S.M., 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 D.C., Island Press, 392p.

- Dasgupta P. and Serageldin, (eds.), (1999), *Social Capital. A Multifaceted Perspective*, Washington D.C., World Bank.
- Dasgupta P., (2001), *Human Well-Being and the Natural Environment*, Oxford, Oxford University Press, 305p.
- Delacampagne C., (2000), *La philosophie politique aujourd'hui. Idées, débats, enjeux*, Paris, Le Seuil
- Delord J., (2003), *L'extinction d'espèce. Histoire et enjeux éthiques d'un concept écologique*, thèse de philosophie, université de Paris XII, sous la direction de Jean Gayon, 640p.
- De Montmollin 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
- Department for Environment, Food and Rural Affairs, (2004), *Sustainable development indicators in your pocket 2004. A selection of the UK's Government's indicators of sustainable development*, DEFRA Publications, 73p.
- Desrosières A., (1993), *La politique des grands nombres. Histoire de la raison statistique*, Paris, La Découverte, édition de 2000, La Découverte, Coll. Poche, 456p.
- 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.
- Desrosières A., Thévenot L., (2002), *Les catégories socioprofessionnelles*, Editions La Découvertes.
- Devictor V., Julliard R., Clavel J., Jiguet F., Lee A., Slak M-F. and Couvet D., “Community Specialization Index as a Biodiversity Barometer of Environmental Changes”, soumis
- 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., Stern P.C., (2003), “The Struggle to Govern the Commons”, *Science*, vol.302, number 5652, Issue of 12 Dec 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
- Douglas M., (1999), *Comment pensent les institutions suivi de Il n'y a pas de don gratuit et La connaissance de soi*, [traduction de : *How Institutions Think*, 1986, Syracuse, Syracuse University Press], Paris, Coll. Recherches, La Découverte/M.A.U.S.S., 178p.

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.

ECOPAS, (2004), *Plan d'aménagement et de gestion de la réserve transfrontalière de la biosphère W – 2006-2010. Volume 3: Mise en Œuvre, Programme Régional Parc – W Ecosystèmes Protégés en Afrique Sahélienne.*

Einstein A., Podolsky B. et Rosen N., (1935), "Can quantum mechanical description of reality be considered complete ?" *Physical Review*, 47 : 777-780.

Ekins P., (2003), "Identifying Critical Natural Capital. Conclusions about Critical Natural Capital", *Ecological Economics*, 44: 277-292.

Espeland W.N., Stevens M.L., (1998), "Commensuration as a social process", *Annual Review of Sociology*, n°24, pp.313-343.

Etienne M, (2006), « La modélisation d'accompagnement : un outil de dialogue et de concertation dans les réserves de biosphère », in Bouamrane M., (ed.), *Biodiversité et acteurs: des itinéraires de concertation. La contribution des réserves de biosphère*, UNESCO Edition pp.44-52

Etienne M. et collectif ComMod, (2005), « La modélisation comme outil d'accompagnement », *Natures, Sciences, Sociétés*, 16(2).

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, issue 2, <http://jasss.soc.surrey.ac.uk/6/2/2.html>.

European Environmental 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.

European Environment Agency, (1998), *Europe's environment: the second assessment*, Copenhagen, EEA.

European Environment Agency, (1995), *Europe's environment: the Dobris 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.

Favereau O., (1998), « Décisions, situations, institutions », in Vinokur A., (ed.), *Décisions économiques*, Paris, Economica, pp.153-168.

Favereau O. and Lazega E., (eds.), (2002), *Conventions and Structures in Economic Organization: Markets, Networks, and Hierarchies*, Cheltenham, Edward Elgar.

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.

Francoval T., (1993), « Le mouton comme élément de développement durable à Ouessant ? », *Rapport de l'École Nationale Supérieure d'Agronomie de Toulouse*, 44p.

Gadrey J. et Jany-Catrice F., (2005), *Les nouveaux indicateurs de richesse*, Editions La Découverte, Collection Repères, 123p.

Galbraith J.K., (1980), *Théorie de la pauvreté de masse*, Paris Gallimard.

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

Geertz C., (1983), *Bali: interprétation d'une culture*, [Trad. d'articles parus en 1959, 1972 et 1973], Paris, Gallimard, 255 p.

Génot J-C. et Barbault R., (2004), « Quelles politiques de conservation ? », in Barbault R. et Chevassus-au-Louis B., (eds.), *Biodiversité et changements globaux. Enjeux de société et défis pour la recherche*, édition adpf, pp.162-176

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.

Godard O., (1993), « Les représentations concurrentes de l'étiologie des problèmes d'environnement », *Atelier de recherche de « Socio-économie de l'environnement »*, Fondation Universitaire Luxembourgeoise, Arlon, 3 février 1993, 31p.

Godet L., (2004), « Influence des aires protégées sur des espèces communes », *Mémoire de DEA Environnement : Milieux, Techniques et Sociétés*, MNHN

Gosselin M. et Laroussinie O., (2004), *Biodiversité et Gestion Forestières. Connaître pour préserver. Synthèse bibliographique*. Cemagref Editions, Etudes gestion des territoires n°20, 320p.

Gourmelon F, Bioret F, Brigand L, Cuq F, Hily C, Jean F, Le Berre I. et Le Demez M, (1995), « Atlas de la Réserve de Biosphère de la Mer d'Iroise : exploitation cartographique de la base d'information géographique Sigouessant », *Cahiers Scientifiques du Parc Naturel Régional d'Armorique*, 2, 96 p.

Gourmelon F, Bioret F and Le Berre I, (2001), “Historic land-use changes and implications for management of a small protected island”, *Journal of Coastal Conservation*, 7, pp. 41-48.

Grand, J., J. Buonaccorsi, S. A. Cushman, C. R. Griffin, and M. C. Neel, (2004), “A multiscale landscape approach to predicting bird and moth rarity hotspots, in a threatened pitch pine-scrub oak community”, *Conservation Biology* 18 (4): 1063-1077.

Gregory R.D., van Strien A., Vorisek P., Meyling A.W.G., Noble D.G., Foppen R.P.B. and Gibbons D.W., (2005), “Developping indicators for European birds”, *Philosophical transactions of the Royal Society B*, 360, 269-288.

Guerrien B., (1999), *La théorie économique néoclassique. Tome 1 : Microéconomie*, Paris, La Découverte, coll. Repères.

Gunderson L.H. and Holling C.S., (eds.), (2002), *Panarchy. Understanding Transformations in Human and Natural Systems*, Washington D.C., Island Press, 507p.

Hayek F., (1973), *Droit, législation et liberté*, PUF.

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 nov. 2001, Zürich, Switzerland.

Henry C, (1987), *La nature, l'ingénieur et le contribuable : affrontement ou connivence*, Laboratoire d'économétrie, École Polytechnique.

Hervé D., (2005), « La modélisation d'accompagnement: un débat nécessaire et salutaire », *Natures, Sciences, Sociétés*, Forum, Commentaire, pp.174-176.

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.

Holling C.S., Gunderson L.H., Ludwig D., (2002), "In Quest of a Theory of Adaptive Change", in Gunderson, L.H. et Holling, C.S., (eds.), (2002), *Panarchy. Understanding Transformations in Human and Natural Systems*, Washington D.C., Island Press, pp.3-22.

Hukkinen J., (2003), "From groundless universalism to grounded generalism: improving ecological economic indicators of human-environmental interaction", *Ecological Economics*, n°44, pp.11-27.

Hulot N., Barbault R. et Bourg D., (1999), *Pour que la Terre reste humaine*, Edition du Seuil, Collection Points, 183p.

Inspection Générale de l'Environnement, (2001), *Rapport sur les Observatoires pour l'Environnement*, rédigé par Balland P., Huet P., Laurent J-L., Lummaux J-C., Martin X., Schlich R., Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, Ministère de la Recherche, 44p.

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.

Irwin A., (1995), *Citizen science*, London, Routledge, 198 p.

Janssen M.A. (ed.), (2005), "Agent Based Modelling", *Internet Encyclopaedia of Ecological Economics*, International Society for Ecological Economics, 9p.

Jiguet F. et Julliard R., (2003), « Suivi Temporel des Oiseaux Communs. Bilan des réseaux nationaux de France pour l'année 2002 », *Ornithos* 10 : 2-11.

Jimenez M., (1997), *La psychologie de la perception*, Paris, Flammarion, Coll. Dominos, 125p.

Joets A., (2005), « Le ramassage des mottes à Ouessant: Enjeux et valorisation d'un patrimoine culturel et naturel », *Mémoire de Master 1 Culture et société à l'UBO*, sous la direction de Jean-François Simon.

Jouventin P., (2004), « Interaction, écologie », *Encyclopaedia Universalis*, Collection « Notion », pp.542-543.

Julliard R., Jiguet F., (2002), « Un suivi intégré des populations d'oiseaux communs en France », *Alauda*, vol.70 (1), pp.137-147.

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.

Keïta K.N., Maurand P., de Gaulejac B. et Traoré S., (2006), « Identification de la demande d'informations et d'indicateurs à partir de l'analyse des décisions prises par les acteurs-décideurs. Un cas d'étude sur le secteur de la pêche en Guinée Conakry », Communication au *Colloque International Usages des Indicateurs de Développement Durable*, 3-4 avril 2006, Cirad, Montpellier.

Kerbiriou C., (2001), « Originalité de la population bretonne de crave à bec rouge dans un contexte européen », *Alauda*, 69(1) : 2001 : 25-42.

Kerbiriou C., Levrel H., Robert A. and Le Viol I., (soumis) « A bird population viability as an interaction indicator of nature-society », soumis

Keynes J.M., (1936), *Théorie générale de l'emploi, de l'intérêt et de la monnaie*, édition française de 1968, Payot.

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.

Laiolo, P., A. Rolando, and V. Valsania, (2004), "Responses of birds to the natural re-establishment of wilderness in montane beechwoods of North-western Italy", *Acta Oecologica-International Journal of Ecology* 25 (1-2): 129-136.

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>.

Latouche S., (2001), « Nature, Ecologie et Economie. Une approche anti-utilitariste », in La Revue du M.A.U.S.S., (2001), *Chassez le naturel... Ecologisme, naturalisme et constructivisme*, pp.57-69.

Latour B., (1989), *La science en action*, Paris, La Découverte.

Lavigne Delville P., Toulmin C., et Traoré S., (Eds.), (2000), *Gérer le foncier en Afrique de l'Ouest*, édition Karthala-URED.

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.

Lebras H., (1994), *Les limites de la planète ; mythes de la nature et de la population*, Paris, Flammarion.

Le Fur J., (2006), « Communiquer les savoirs scientifiques aux acteurs : mise en place d'une structure d'information multi-publics, multi-canaux pour le développement des pêches en Guinée », Communication au *Colloque International Usages des Indicateurs de Développement Durable*, 3-4 avril 2006, Cirad, Montpellier

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. et 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.

Letonturier E., (2004), « Interaction, sociologie », *Encyclopaedia Universalis*, Collection « Notion », pp.540-541

Levin S.A., (1998), "Ecosystems and the biosphere as complex adaptative systems", *Ecosystems*, n°1, pp.431-436.

Levrel H., (2006), « Construire des indicateurs durables à partir d'un savoir issus de multiples pratiques : le cas de la biodiversité », *Annales des Mines – Série Gérer & Comprendre*, n°85, pp.51-62.

Levrel H., Bouamrane M. et Kane L., (2006a), « La co-construction de systèmes d'information sur les interactions entre développement humain et conservation de la biodiversité: l'exemple d'un programme MAB mené dans la Réserve de Biosphère du Niokolo-Koba », in Reboud V., (ed.), *Amartya Sen : Un économiste du développement ?*, Notes et Documents n°30, AFD Editions, pp.163-185.

Levrel H., Issa M-S., Kane L., Karimou A., Maiga M., Millogo J. et Pity B., (2006b), « 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., (2005a), « Rapport final de la première phase de co-construction des indicateurs d'interactions dans trois réserves de biosphère d'Afrique de l'Ouest », *Renforcement des capacités scientifiques et techniques pour une gestion effective et une utilisation durable de la diversité biologique dans six réserves de biosphère d'Afrique de l'ouest*, projet régional UNESCO-MAB/UNEP-GEF, 25p.

Levrel H., (2005b), « Rapport du travail de co-construction des indicateurs d'interactions à la Réserve de Biosphère du Niokolo Koba », *Renforcement des capacités scientifiques et techniques pour une gestion effective et une utilisation durable de la diversité biologique dans six réserves de biosphère d'Afrique de l'ouest, projet régional UNESCO-MAB/UNEP-GEF*, 39p.

Levrel H., (2004), *Rapport d'enquête concernant les activités d'élevages sur l'île de Ouessant*, IUEM, Université de Bretagne Occidentale, 6p.

Levrel H., (2003), « Pauvreté, vulnérabilité et ressources renouvelables », *3^d 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>.

Levrel H., Etienne M., Kerbirou C., Le Page C. and Rouan M., (soumis-a), “Co-modelling approach and transaction costs: some outputs from a MAB-UNESCO project on the island of Ouessant”, soumis.

Levrel H., Kerbirou C., Couvet D. and Weber J., (soumis-b), “OECD Pressure-State-Response indicators for managing biodiversity: A realistic perspective for a French biosphere reserve ”, soumis.

Levrel H., Bouamrane M., Michon G. and Weber J., (soumis-c), “Irreversibility and adaptive management of biodiversity in the Indonesian Damar Agroforests: An approach in terms of capability”, soumis.

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., Mouquet N. and Gonzalez A., (2003), « Biodiversity as spatial insurance in heterogeneous landscapes », *PNAS*, October 28, vol.100, n°22, pp.12765-12770.

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.

Lovett-Doust J., Biernacki M., Page R., Chan M., Natgunarajah R., and Timis G., (2003), “Effects of land ownership and landscape-level factors on rare-species richness in natural areas of southern Ontario, Canada”, *Landscape Ecology* 18 (6): 621-633.

Low B., Ostrom E., Simon C. and Wilson J., (2003), "Redundancy and Diversity: Do they influence optimal management?", in Berkes F., Colding J., and Folke C., (eds.), *Navigating Social-Ecological Systems: Building Resilience for Complexity and Change*, Cambridge, U.K.: Cambridge University Press, pp.83–114.

Lucas C., (1986), « Homme et milieu à l'île d'Ouessant », *Rapport Université de Bretagne Occidentale*, 44p.

Massé E. et Delache X., (2005), « Les instruments économiques des politiques d'environnement », *Annales des Mines : Responsabilité et Environnement*, Avril 2005, n°38, pp.31-43.

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.

Meadows D.H., Meadows D.L., Randers J and Behrens W.W., (1972), *Halte à la croissance*, Paris, Fayard.

Millenium Ecosystem Assessment, (2005), *Ecosystem and Human Well-Being: synthesis*, Island Press, 137p.

Millenium Ecosystem Assessment, (2003), *Ecosystem and Human Well-Being. A Framework for Assessment*, Island Press, 212p.

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

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, (2003a), *La Stratégie Nationale du Développement Durable*, 151p., document en ligne : <http://www.ecologie.gouv.fr/IMG/pdf/sndd-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 coraliens : 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

Moscovici S., (1976), *La psychanalyse, son image et son public*, Paris, PUF

National Research Council, Board on Sustainable Development, (1999), *Our Common Journey: A Transition Toward Sustainability*, National Academy Press, Washington, DC.

Neisser U., (1976), *Cognition and Reality*, San Francisco, Freeman.

Nordhaus W.D. and Tobin J., (1972), *Is growth obsolete ?*, NBER & Columbia University Press.

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-effiscience*, 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.

Pavé A., (2005), « La modélisation et la simulation des objets et processus complexes. Questions scientifiques, méthodologiques et éthiques », *Natures, Sciences, Sociétés*, Forum, Commentaire, pp.169-171.

Perdijon J., (1998), *La mesure. Science et philosophie*, Paris, Flammarion, coll. Dominos, 126p.

Péron F., (1997), *Ouessant, l'île sentinelle, vie et tradition d'une île bretonne*, Douarnenez, Editions Ar Men Le Chasse Marée.

Philosophical Transactions of The Royal Society B, (2005), 28 February, vol. 360

- Pimm S.L. and Harvey J., (2001), "No need to worry about the future", *Nature* 414: 149-150.
- Pretty J., (2003), "Social Capital and Collective Management of Resources", *Science*, vol.302, number 5652, Issue of 12 Dec 2003, pp. 1912-1916.
- Pritchett L., (1997), "Divergence, Big Time", *Journal and Economic Perspectives*, n°11, pp.3-17.
- Programme des Nations Unies pour le Développement (PNUD), (1997), *Rapport mondial sur le développement humain : la pauvreté humaine*, De Boeck Université.
- 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.
- Putman R.D., Leonardi R. and Nanetti R.Y., (1993), *Making Democracy Work : Civic Traditions in Modern Italy*, Princetown, Princetown University Press.
- Ranis G., Stewart F., Ramirez A., (2000), "Economic growth and Human Development", *World Development*, vol.28, n°2, pp.197-219.
- Raven P.H., (2002), "Science, Sustainability, and the Human Prospect", *Science*, vol.297, pp.954-968.
- 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.
- Revue du M.A.U.S.S., (2001), *Chassez le naturel... Ecologisme, naturalisme et constructivisme*, n°17, Paris, La Découverte/M.A.U.S.S., coll. Repères, 438p.
- Rifkin J., (2000), *L'âge de l'accès. La révolution de la nouvelle économie*, Paris, La Découverte.
- RIVM, (2002), *Nature Outlook 2*, Bilthoven, The Netherlands.
- Rouan M., (2003), « Compte-rendu de la réunion des 10 et 11 décembre 2003 », *Projet IFB – SMA, Groupe Ouessant, Plouzané*, 11p.
- Rouan M., (2004), « Compte-rendu de la réunion des 22 et 23 septembre 2004 », *Projet IFB – SMA, Groupe Ouessant, Plouzané*, 8p.
- Rouan, (2006), « Compte-rendu de la réunion des 28 février et 2 mars 2006 », *Projet IFB SMA – JdR Groupe Ouessant, Plouzané*, 8p.

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.

Sachs I., (1996), « S'attaquer aux racines de l'exclusion », in Brisset C., (ed.), (1996), *Pauvretés*, Paris, Hachette, pp.161-186.

Sapir J., (2000), *Les trous noirs de la science économique. Essai sur l'impossibilité de penser le temps et l'argent*, Paris, Albin Michel, 328p.

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.

Schumpeter J.A., (1942), *Capitalisme, Socialisme et Démocratie*, chapitre 7 : « Le processus de destruction créatrice », édition de 1990, Payot.

Seca J-M., (2002), *Les représentations sociales*, Paris, Armand Colin, coll. Cursus, 186p.

Secrétariat d'Etat au Développement Durable, Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, (2003), *La recherche au service du développement durable*, Rapport intermédiaire du groupe de travail sur la recherche au service du développement durable installé par Claude Haigneré, ministre délégué à la Recherche et aux Nouvelles Technologies, et Tokia Saïfi, secrétaire d'Etat au Développement Durable, et présidé par Roger Guesnerie, 16 janvier 2003, 53p.

^a ekericiođlu 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.

Shackle G.L.S., (1983), "The Romantic Mountain and the Classic Lake: Alan Coddington's Keynesian Economics", *Journal of Post-Keynesian Economics*, vol.6, n°1, pp.241-257.

Shackle G.L.S., (1949), *Expectations in Economics*, Cambridge, Cambridge University Press.

Simon H., (1982), *Models of Bounded Rationality. Behavioral Economics and Business Organization*, Cambridge, MIT Press.

Solow R., (1974), "Intergenerational Equity and Exhaustible Resources", *RES*.

Solow R., (1973), « Is the end of the world at hand ? », *Challenge*, March-April, 16 (1), pp. 39-50

Teysse re A., (2004), « Vers une sixi me 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 M., Ellis R. and Wildawsky A., (1990), *Cultural Theory*, Boulder, Westview Press.

Trannoy 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.

Tucker G. M. and M. F. Heath, (1995), *Birds in Europe their conservation status*, Birdlife Conservation Serie, Cambridge, UK.

Tversky A. and Kahneman D., (1974), "Judgment under uncertainty heuristics and biases", *Science*: 185.

Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN), (1980), *Stratégie Mondiale de la Conservation*, Gland, Suisse, Edition UICN, PNUE-WWF, 64p.

UNESCO, (2002), *Projet Régional sur le Renforcement des capacités scientifiques et techniques pour une gestion effective et une utilisation durable de la diversité biologique dans les réserves de biosphère des zones arides d'Afrique de l'Ouest, rapport final de l'atelier technique régional*, Dakar, 11-15 février, 16p.

UNESCO, (2003), *Projet Régional sur le Renforcement des capacités scientifiques et techniques pour une gestion effective et une utilisation durable de la diversité biologique dans les réserves de biosphère des zones arides d'Afrique de l'Ouest, rapport final de l'atelier sur le dialogue et la concertation dans les réserves de biosphère, Réserve de biosphère de la Pendjari, Bénin*, 11-17 mai, 51p.

UNESCO, (2004), *Projet Régional sur le Renforcement des capacités scientifiques et techniques pour une gestion effective et une utilisation durable de la diversité biologique dans les réserves de biosphère des zones arides d'Afrique de l'Ouest, rapport final de l'atelier technique régional*, Paris, 27-30 janvier, 21p.

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 Nov. 2003, 82p.

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/SBSTTA/7/12, 26p.

United Nations Research Institute for Social Development (UNRISD), (1995), « Nature Sauvage, Nature Sauvée ? Peuples indigènes, zones protégées et conservation de la biodiversité », par Jacques Colchester, [traduit de l'anglais par Survival International], Discussion Paper 55F.

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

Vinokur A., (ed.), (1998), *Décisions économiques*, Paris, Economica.

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

Weber J., (2002), « Risques et pauvreté : comment penser un monde sans assurance », *Risques*, n°51, sept.2002.

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

Weber J., (1996b), « Conservation, développement et coordination : peut-on gérer biologiquement le social ? », Colloque Panafricain *Gestion communautaire des ressources naturelles renouvelables et développement durable*, Harare, 24-27 juin 1996.

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 D.C., Island Press, pp.103-119.

World Wild Found 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 D.C., Island Press, pp.419-138.

Zaccai E. et Bauler T., (2002), « Indicateurs de développement durable », in *Dictionnaire du Développement Durable belge*, Institut pour un Développement Durable.

Zaccai E., (2002), *Le développement durable : dynamique et constitution d'un projet*, Bruxelles, Editions Peter Lange, 358p.

Dictionnaires :

Grand Dictionnaire Encyclopédique Larousse, (1984), Editions Librairies Larousse.

Petit Robert, 2006

Petit Larousse, 1995

Journaux :

Courrier International, numéro 607 du 20 juin 2002.

Courrier international, numéro 782 du 27 octobre 2005.

Le Figaro, numéro du samedi 20 – dimanche 21 avril 2002.

Le Monde, numéro du mercredi 8 mai 2002 et du samedi 10 avril 2004.

Le Monde, supplément économie, numéro du 20 novembre 2001.

Libération, numéro du samedi 27 avril 2002.

Ouest France, numéro du mercredi 8 mai 2002.

LISTE DES ACRONYMES

AEE : Agence Européenne de l'Environnement

AGIR : Appui à la gestion intégrée des ressources naturelles

CDB : Convention sur la Diversité Biologique

CBD : Convention on Biological Diversity

CEMO : Centre d'Etude du Milieu Ouessant

CENECO : Compagnie pour l'Entraînement et la Communication

CDD : Commission pour le Développement Durable

CICR : Comité International de la Croix Rouge

CNC : Capital Naturel Critique

CNRS : Centre National de la Recherche Scientifique

CORMAS : Common-Pool Resource and Multi-Agent System

CRBPO : Centre de Recherche sur la Biologie des Populations d'Oiseaux

CSD : Commission on Sustainable Development

CTEDB : Centre Thématique Européen sur la Diversité Biologique

DEFRA : Department for Environment, Food and Rural Affairs

DG : Direction Générale

ECOPAS : Ecosystèmes Protégés en Afrique Sahélienne

EE : Eco-Efficience

EEA : European Environment Agency

EF : Ecological Footprint – Empreinte Ecologique

EPS : Echantillonnage Ponctuel Simplifié

EV : Epargne Véritable

FAO : Food and Agriculture Organisation

FEM : Fonds pour l'Environnement Mondial

GEF : Global Environment Fund

GIE: Groupement d'Intérêt Economique

GPI : Indicateur de Progrès Véritable

IBED : Indicateur de Bien-Etre Durable

ICN : Indicateur de Capital Naturel

IDD : Indicateur de Développement Durable

IEBI : Implementing European Biodiversity Indicators

IFEN : Institut Français de l'Environnement

IFB : Institut Français de la Biodiversité

IGN : Institut Géographique National

IHQEDS : Institut Hydro-Québec en Environnement, Développement et Société

IIB : Indicateur d'Intégrité de la Biodiversité

ILR : Indicateur Liste Rouge

INRA : Institut National de Recherche Agronomique

INSEE : Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques

INSU : Institut National des Sciences de l'Univers

IPV : Indicateur Planète Vivante

ISC : Indicateur de Spécialisation Communautaire

ITM : Indicateur Trophique Marin

GIRN : Gestion Intégrée des Ressources Naturelles

GPS : Guide Par Satellite

MAB : programme ManAndBiosphere

MAUSS: Mouvement Anti-Utilitariste en Sciences Sociales

MEA : Millenium Ecosystem Assessment

MEDD : Ministère de l'Écologie et du Développement Durable

MIT : Massachusetts Institute of Technology

MNHN : Muséum National d'Histoire Naturelle

NTIC : Nouvelles Technologies de l'Information et de la Communication

OCDE : Organisation de Coopération et de Développement Economique

ONF : Office National des Forêts

ONCFS : Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage

ONG : Organisation Non Gouvernementale

ONU : Organisation des Nations-Unies

OOE : Observatoire Opérationnel de l'Environnement

ORE : Observatoire de Recherche en Environnement

PAGEN : Projet de partenariat pour l'Amélioration de la Gestion des Ecosystèmes Naturels

PED : Pays En Développement

PER : Pression-Etat-Réponse

PCI : Principes-Critères-Indicateurs

PIB : Produit Intérieur Brut

PNB : Produit National Brut

PNUD : Programme des Nations-Unies pour le Développement

PNUE : Programme des Nations-Unies pour l'Environnement

PNA : Parc Naturel Régional

PNRA : Parc Naturel Régional d'Armorique

RBBB : Réserve de Biosphère Boucle du Baoulé

RBMH : Réserve de Biosphère Mare aux Hippopotames

RBNK : Réserve de Biosphère Niokolo Koba

RBW : Réserve de Biosphère W

RLI : Red List Index

SCN : Systèmes de Comptes Nationaux

SCEE : Système de Comptabilité Economique et Environnementale

SEBI : Streamlining European 2010 Biodiversity Indicators

SIG : Système d'Information Géographique

SMA : Système Multi-agents

STOC : Suivi Temporel des Oiseaux Communs

TERUTI : Enquête sur l'Utilisation du Territoire

UE : Union Européenne

UICN : Union Internationale pour la Conservation de la Nature

UNEP : United Nations Environment Programme

UNESCO : Organisation des Nations-Unies pour l'Education, la Science et la culture

UNRISD : United Nations Research Institute for Social Development

USGS: US Geological Survey

WWF : World Wild Fund

WPP : World Population Prospects

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Indicateurs adoptés par la CBD en 2004, afin d'évaluer les progrès accomplis dans la poursuite de l'objectif de diversité biologique fixé en 2010.	26
Tableau 2 : Evolution des services écologiques selon les différents scénarii.....	64
Tableau 3 : Trois systèmes majeurs de PCI.	70
Tableau 4 : Exemple de questions, critères et scores de suivi de l'efficacité des modes de gestion des espaces protégés.	73
Tableau 5 : Deux modèles de décision.	79
Tableau 6 : Les mondes communs.....	102
Tableau 7 : Synthèse de l'articulation entre les différentes échelles de perception et les dynamiques d'apprentissage.	103
Tableau 8 : Les tendances majeures des représentations alternatives de la nature.	120
Tableau 9 : Quelques exemples de cycles adaptatifs.....	127
Tableau 10 : Exemple d'indicateurs environnementaux, mécaniques et myopes.....	150
Tableau 11 : Les différents niveaux de co-construction.	165
Tableau 12 : Articulation entre échelles de perception, méthode d'apprentissage et indicateurs.	171
Tableau 13 : Une analyse comparative des classes de modèles en tant qu'outils d'aide à la décision pour un développement durable.....	196
Tableau 14 : Le degré de dialogisme de l'organisation des processus de démocratie technique.....	208
Tableau 15 : La mise en œuvre des procédures.....	208
Tableau 16 : Comparaison de deux types d'organisation pour la production de données destinées au développement d'indicateurs de biodiversité.	230
Tableau 17 : Evolution du cheptel de l'île d'Ouessant.	244
Tableau 18 : Espèces d'oiseaux nicheurs entre 1900 et 2002 sur l'île d'Ouessant.	246
Tableau 19 : La richesse spécifique floristique en fonction des différentes étapes d'enfrichement.....	248
Tableau 20 : Evolution de la richesse spécifique aviaire et du nombre d'espèces rares.....	249
Tableau 21 : Attributs et méthodes en format UML correspondant aux critères de décision et comportements des entités retenues : quelques exemples.	269
Tableau 22 : Les échelles spatiales et temporelles de référence pour le modèle ouessantin.	271
Tableau 23 : Séquence globale du modèle (par ordre chronologique de haut en bas pour chaque pas-de-temps).	273
Tableau 24 : Indicateurs de décision et indicateurs d'interactions sociales pour les agents représentés dans le modèle.	275

Tableau 25 : Le degré de dialogisme de l'organisation des processus de démocratie technique pour le processus de co-construction à Ouessant.....	292
Tableau 26 : Le degré de dialogisme de l'organisation des processus de démocratie technique entre les disciplines.	293
Tableau 27 : La mise en œuvre des procédures.....	294
Tableau 28 : Groupements ou personnes rencontrées pendant la première phase de travail.....	305
Tableau 29 : Communautés de pratique ayant participées au travail de co-construction.....	306
Tableau 30 : Quelques traductions en langue locale des questions posées.	309
Tableau 31 : Acteurs retenus lors des réunions de co-construction.	310
Tableau 32 : Ressources identifiées pendant les réunions de co-construction.....	311
Tableau 33 : Exemple d'indicateurs de biodiversité et d'usages obtenus dans les réserves de biosphère pour le chasseur, le pêcheur et l'apiculteur.	325
Tableau 34 : Indicateurs synthétiques de capacité et de durabilité des usages.	326
Tableau 35 : Réactions des participants vis-à-vis des indicateurs développés.....	330
Tableau 36 : Les différents outils de médiation utilisés pour rendre les indicateurs d'interactions dynamiques.	332
Tableau 37 : Répartition des participants dans les groupes de travail.....	333
Tableau 38 : Comparaison des systèmes organisationnels de Wassadou et de Médinacouta.	339
Tableaux 39 : Exemple des tableaux utilisés par l'équipe 2.	348
Tableaux 40 : Exemples de tableaux utilisés par les maîtres du jeu.....	350
Tableau 41 : Difficultés rencontrées au fil des réunions de co-construction réalisées dans les 4 réserves de biosphère et solutions adoptées pour y faire face.	356
Tableau 42 : Le degré de dialogisme de l'organisation des processus de démocratie technique pour le processus de co-construction dans les réserves de biosphère d'Afrique de l'Ouest.....	359
Tableau 43 : La mise en œuvre des procédures.....	363
Tableau 44 : Les indicateurs d'interactions en fonction des représentations des interactions entre conservation et développement.	368
Tableau 45 : Les étapes de développement du système d'information sur les interactions entre la dynamique de la biodiversité et les activités humaines.....	372
Tableau 46 : Les propriétés des processus de co-construction étudiés.	373

LISTE DES FIGURES

Figure 1: Les grandes crises d'extinction de la biodiversité.....	24
Figure 2 : Hiérarchisation des indicateurs de biodiversité.	29
Figure 3: Variation d'abondance des populations d'oiseaux spécialistes en France.....	43
Figure 4 : Evolution de l'indice trophique marin selon les aires d'exploitation.....	46
Figure 5 : Liens entre biodiversité, services écologiques, facteurs de changement et bien-être.....	61
Figure 6 : Indicateurs PER.....	65
Figure 7 : Les indicateurs usage-pression-état-réponse de la Convention sur la Diversité Biologique.	66
Figure 8 : La gestion adaptative de la biodiversité.	107
Figure 9 : Les tensions intrinsèques aux indicateurs.	155
Figure 10 : Articulation entre tensions intrinsèques aux indicateurs, fonction et division sociale du travail.	158
Figure 11 : Nombre d'articles parus dans Le Monde dans lesquels le mot « biodiversité » apparaît.	160
Figure 12 : L'établissement d'une norme.	211
Figure 13 : Le réseau STOC.....	228
Figure 14 : Evolution de la pression de pâturage sur l'île.	245
Figure 15 : Evolution de la richesse spécifique dans le taxon oiseaux depuis une centaine d'années sur l'île d'Ouessant.	247
Figure 16 : Indicateurs pression-état-réponse pour l'île d'Ouessant dans les années 50.	250
Figure 17 : Indicateurs pression-état-réponse pour l'île d'Ouessant en 2002.....	251
Figure 18 : Les interactions entre l'accroissement du tourisme et l'accroissement de la friche.	252
Figure 19 : Composition du groupe de co-construction et établissement d'un modèle.	264
Figure 20 : Les étapes du processus de co-construction.	265
Figure 21 : Le diagramme d'interactions pour le modèle ouessantin.	268
Figure 22 : Le diagramme des états-transition pour le modèle ouessantin (états, facteurs de transition et durées nécessaires pour transition).	269
Figure 23 : Evolution de la population de craves à bec rouge selon les différents scénarii.	281
Figure 24 : Evolution de la surface en broussaille.....	281
Figure 25 : Evolution du nombre de crave selon les 5 scénarii développés (nombre d'individus en ordonnée et nombre de pas-de-temps en abscisse).....	282
Figure 26 : Pictogrammes utilisés au Niokolo Koba.....	312
Figure 27 : Exemples d'interactions au Niokolo Koba (flèches continues pour les relations sociales et flèches en pointillé pour les usages de la biodiversité).....	312

Figure 28 : Schéma alternatif pour l'identification d'indicateurs d'interactions.....	321
Figure 29 : Indicateurs permettant d'identifier les rétroactions écologiques et sociales.	328
Figure 30 : Les interactions société-nature dans le cadre des activités agricoles au sein de la Réserve de Biosphère du Niokolo Koba.	341
Figure 31 : Système d'information intégré sur les interactions société-nature (les verbes situés en bout de flèche expriment l'apport des outils les uns par rapport aux autres).	369

LISTE DES CARTES

Carte 1 : La végétation sur l'île d'Ouessant en 2002.	245
Cartes 2 : Les indicateurs spatiaux utilisés par l'éleveur de vaches pour prendre ses décisions d'usage.	278
Cartes 3 : Comparaison entre des niveaux d'enfrichement en 2017 selon les scénarii 1 et 2.	280
Cartes 4 : Distribution des troupeaux d'ovins en 2017 sur l'île selon les scénarii 2 et 2bis.	280
Carte 5 : Les réserves de biosphère participant au programme UNESCO-MAB/UNEP-GEF.	298
Carte 6 : La zone de Médinacouta-Wassadou-Dialakoto sur laquelle figure les modifications. opérées par les participants.	342