



Les indicateurs de biodiversité entre connaissances et actions : impasses, détours ou raccourcis pour les stratégies environnementales ?

Suzanne Rabaud

► To cite this version:

Suzanne Rabaud. Les indicateurs de biodiversité entre connaissances et actions : impasses, détours ou raccourcis pour les stratégies environnementales ?. Etudes de l'environnement. AgroParisTech, 2016. Français. NNT : 2016AGPT0005 . tel-03001097

HAL Id: tel-03001097

<https://pastel.hal.science/tel-03001097>

Submitted on 12 Nov 2020

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.

N°: 2016 AGPT 0005

Doctorat AgroParisTech

THÈSE

pour obtenir le grade de docteur délivré par

**L'Institut des Sciences et Industries
du Vivant et de l'Environnement**

(AgroParisTech)

Spécialité : Sciences de gestion

présentée et soutenue publiquement par

Suzanne RABAUD

le 15 février 2016

**Les indicateurs de biodiversité entre connaissances et actions :
impasses, détours ou raccourcis pour les stratégies environnementales?**

Directeur de thèse : **Laurent MERMET**
Co-encadrement de la thèse : **Audrey COREAU**

Jury

Mme Isabelle ARPIN, ICPEF, IRSTEA
Mme Gabrielle BOULEAU, ICPEF, IRSTEA
Mme Audrey COREAU, IPEF, AgroParisTech
M. Laurent MERMET, Professeur, AgroParisTech
M. Serge MULLER, Professeur, MNHN
M. John THOMPSON, Directeur de recherche, CNRS

Rapporteur
Examinateur
Co-encadrante
Directeur
Président
Rapporteur

Sommaire

Sommaire.....	1
Résumé.....	2
Remerciements.....	3
Introduction générale.....	5
Des indicateurs de biodiversité intrigants.....	5
PARTIE 1 : Problématique, théories et démarche d'analyse.....	17
Chapitre 1 : Les indicateurs vus par les sciences sociales.....	19
Chapitre 2 : Une analyse stratégique de la contribution des indicateurs à une action efficace...33	
Conclusion de la partie 1.....	57
PARTIE 2 : Analyse des cas.....	59
Introduction de la partie 2 : choix des études de cas et méthodologie.....	61
Chapitre 3 : Les listes rouges.....	73
Instituer des listes d'espèces menacées pour mieux connaître mais aussi mieux argumenter 73	
Chapitre 4 : CarNET-B.....	125
La confrontation de deux logiques d'utilisation des indicateurs : celles des aménageurs et celles des acteurs porteurs de connaissances naturalistes.....	125
Chapitre 5 : L'Indice de Biodiversité Potentielle.....	179
Une arme stratégique pour intégrer la préservation de la biodiversité dans la gestion forestière.....	179
Cas complémentaire : CarHAB.....	225
Conclusion de la partie 2.....	231
PARTIE 3 : Comprendre et concevoir les potentialités stratégiques des indicateurs pour les acteurs ayant une intention environnementale.....	237
Introduction de la partie 3.....	239
Chapitre 6 : Des indicateurs pour s'armer stratégiquement.....	241
Chapitre 7 : Des indicateurs pour articuler connaissances et actions en faveur de la biodiversité	277
Chapitre 8 : Des indicateurs pour négocier le changement.....	329
Conclusion générale.....	359
Bibliographie.....	375
Table des matières.....	399
Liste des abréviations.....	410
Annexes.....	413
Annexe 1 : acteurs rencontrés.....	413
Annexe 2 : méthodologie des listes rouges.....	415
Annexe 3 : méthodologie de CarNET-B.....	417
Annexe 4 : méthodologie de l'IBP.....	418
Annexe 5 : méthodologie de CarHAB.....	421

Résumé

Depuis une vingtaine d'années les indicateurs de biodiversité se sont multipliés à toutes les échelles de l'action publique. Notre approche est basée sur une analyse stratégique des indicateurs et sur quatre études de cas. Elle vise à comprendre le rôle stratégique joué par les indicateurs à l'interface entre connaissances et actions, ainsi qu'à accompagner les acteurs qui les conçoivent dans leurs réflexions pour une action plus efficace en faveur de l'environnement.

Les indicateurs de biodiversité que nous avons étudiés peuvent contribuer, pour les acteurs qui portent des enjeux de biodiversité, aussi bien à des stratégies d'intervention sur le système d'action, de manière à ce que la prise en charge de la biodiversité soit améliorée, qu'à des stratégies de positionnement, pour modifier les relations de pouvoir et les rendre plus favorables à ces acteurs. Dans un contexte actuel qui tend à favoriser l'expertise scientifique plus que l'action militante, les indicateurs de biodiversité s'insèrent souvent dans des stratégies efficaces pour jouer sur une forme de déconnexion temporaire entre connaissances et actions et améliorer le positionnement des acteurs d'environnement. L'intérêt spécifique des indicateurs repose ainsi en partie sur leur potentiel à simultanément connecter et déconnecter connaissances et actions en fonction des besoins stratégiques des acteurs. Par ailleurs, les concepteurs d'indicateurs sont confrontés à un double enjeu : proposer des indicateurs qui s'insèrent dans le système d'action existant mais qui ont aussi le potentiel pour modifier ce système d'action (apporter de nouvelles conceptions de la biodiversité, de nouvelles règles, de nouvelles relations de pouvoir, etc). Pour y faire face, les acteurs cherchent à anticiper les développements futurs du système d'action. La mobilisation des travaux sur la négociation permet non seulement de clarifier les perspectives possibles pour les acteurs mais aussi de comprendre le fonctionnement du système d'action. Plus généralement, l'analyse stratégique des indicateurs développée dans cette thèse, conduite dans une perspective inspirée des sciences de gestion, est complémentaire des travaux de sociologie et sciences politiques sur les instruments, et en particulier les indicateurs. Elle éclaire de nouvelles facettes de la contribution des indicateurs à l'action en faveur de la biodiversité.

Remerciements

La thèse peut paraître un travail solitaire mais c'est en réalité une aventure partagée avec de nombreuses personnes : collègues, amis et famille. Voilà que ces trois années de thèse s'achèvent, il est temps de tous vous remercier.

Laurent Mermet et Audrey Coreau ont su me faire confiance lorsque je suis venue les voir pour monter un sujet de thèse. Ils m'ont aidée à faire évoluer et mûrir mon projet et m'ont guidé dans l'apprentissage de ce qu'est un travail de recherche en sciences de gestion pour une étudiante formée au départ en biologie et en écologie. Depuis trois ans, et même plus si je remonte à l'année de master spécialisé, ils ont supervisé et aiguillé l'ensemble de mon travail. Je les remercie pour leur attention, le temps qu'ils m'ont consacré et les nombreux échanges enrichissants que nous avons eu.

Mon comité de thèse réunissant des chercheurs aux disciplines variées m'a permis d'améliorer ce travail en m'offrant d'autres regards. Fanny Guillet, Christophe Bonneuil et Jean-Philippe Siblet par leurs questions et leur écoute attentive de mes présentations ont ainsi contribué à faire évoluer ma réflexion pour atteindre son stade actuel.

Ces trois ans de thèse n'auraient jamais eu la même saveur sans l'équipe des doctorants de l'Engref (Karine, Olivier, Benoit, Laure, Julien, Clément...), toujours présents pour les pauses cafés, les mojitos after-work et les débats enflammés du déjeuner. Merci plus particulièrement à Julien pour l'entraînement à la relecture de manuscrit de thèse. Merci aussi à Clément, mon acolyte de thèse pendant ces trois ans, pour les échanges sur nos moments de perplexités, nos découvertes littéraires et nos réflexions communes. Dans cette équipe je tiens aussi à remercier Monsieur Breger et les stagiaires (Thélème, Chloé, Adrien, Diane...) qui ont partagé tant de bons moments avec nous. Une mention spéciale pour Sarah et Pauline qui ont toujours été présentes, que ce soit dans le même bâtiment ou plus éloignées aujourd'hui, pour partager nos expériences de thèse ou simplement pour un moment de détente.

À l'Engref, je tiens aussi à remercier l'équipe pédagogique du master PPSE : Aline Cattan, Elise Bordeau, Armelle Caron, et Vanessa Vérel, pour les moments de détente et la découverte de l'envers du décor de l'enseignement en master spécialisé ; et Samuel, Patricia et Chinh pour leur

Remerciements

disponibilité sans faille.

Enfin, mes remerciements vont à mon entourage et à mes proches pour leur soutien et leur confiance dans mes choix. Malgré vos réflexes de physiciens ou d'écologues confrontés au domaine lointain des sciences sociales, vous avez contribué à rendre ce manuscrit compréhensible et à en éliminer les fautes d'orthographe. Vous savez enfin sur quoi j'ai travaillé pendant ces trois ans !

Volga et toute l'écurie du Triangle Vert ont quant à elles assuré les moments de sport et de réconfort essentiels à cette phase finale de rédaction du manuscrit.

Je n'oublierai pas non plus tous les enquêtés sans qui ce travail n'aurait jamais pu être aussi précis : pour le temps qu'ils m'ont accordé, pour l'intérêt qu'ils ont montré pour mes questionnements et pour les retours éventuels qu'ils ont pu me faire. Tous ont joué un rôle déterminant en me faisant partager leur connaissance du monde naturaliste et des politiques publiques, en m'accordant leur confiance et en me laissant accéder aux terrains d'analyse.

Enfin, je terminerai par le jury, acteur fondamental de ce projet, que je remercie d'avoir accepté généreusement de lire et d'évaluer ce travail.

Introduction générale

Des indicateurs de biodiversité intrigants

« D'ici à 2050, la diversité biologique est valorisée, conservée, restaurée et utilisée avec sagesse, en assurant le maintien des services fournis par les écosystèmes, en maintenant la planète en bonne santé et en procurant des avantages essentiels à tous les peuples », tel est l'objectif que se sont donnés les pays participants à la dixième réunion de la Conférence des Parties à la Convention sur la diversité biologique (Convention sur la diversité biologique, 2010). L'Union Européenne s'est dotée d'un objectif encore plus ambitieux : enrayer la perte de biodiversité d'ici à 2020. La diffusion auprès des décideurs de la connaissance sur la biodiversité est considérée comme un élément clé pour atteindre ces objectifs de préservation de la biodiversité. Différents programmes de connaissance et institutions ont été mis en place pour faciliter cette diffusion (Chabason, van den Hove, 2009 ; Vohland et al., 2011 ; Granjou et al., 2013). Au cœur de ce raisonnement, des indicateurs sont censés permettre d'évaluer l'atteinte de ces objectifs et de communiquer sur l'état de la biodiversité et sur les actions mises en œuvre. À l'échelle internationale, on peut notamment citer le Biodiversity Indicator Partnership et le processus Streamlining European Biodiversity Indicators 2020 (SEBI). Ils ont permis de montrer que les objectifs que se donnent régulièrement les organisations internationales sont loin d'être atteints et que l'érosion de la biodiversité persiste (Butchart et al., 2010).

En effet, il ne suffit pas toujours de mieux connaître pour mieux gérer : le manque de connaissances n'est pas le seul facteur limitant l'action (Guillet, Mermet, 2013 ; Turnhout et al., 2014 ; Beck et al., 2014). L'incertitude est même parfois utilisée de manière stratégique pour faciliter des décisions qui peuvent avoir un impact défavorable sur l'état de la biodiversité (Mermet, Benhammou, 2005). Il nous a donc semblé essentiel de nous interroger sur l'efficacité d'une stratégie d'action basée sur des indicateurs et qui reposerait sur cette logique. Dans cette thèse nous remettons en question une perspective simpliste de diffusion de la connaissance vers l'action, pour nous interroger de manière plus fine sur l'articulation entre connaissances et actions dans une perspective d'amélioration de l'état de la biodiversité. Nous avons choisi de porter notre attention sur les indicateurs de biodiversité, qui sont des outils utilisés par tous les acteurs pour suivre l'état de la biodiversité et

l'impact des actions menées, donc pour connecter connaissances et actions pour la biodiversité. Nous sommes partie de l'hypothèse que l'efficacité de l'utilisation de ces indicateurs ne va pas de soi : quelle est la contribution des indicateurs de biodiversité à la connaissance et à l'action et à l'articulation entre ces deux dimensions ? Dans cette introduction, nous revenons sur les origines de ce travail de thèse, à la fois sur les constats de départ (section 1), mais aussi sur les interrogations qu'ils ont suscitées et leur transformation en une problématique de recherche centrée sur l'efficacité de l'action des acteurs ayant une intention environnementale (section 2).

1 Une omniprésence des indicateurs de biodiversité qui a suscité notre questionnement de recherche

1.1 Une multiplication des projets de production d'indicateurs de biodiversité

Depuis quelques décennies le nombre d'indicateurs disponibles, qu'ils soient de biodiversité, d'environnement ou de développement durable, ne cesse d'augmenter. King et al. (2000) ont même qualifié la production d'indicateurs de développement durable d'« *industry on its own* ». Il y a une dizaine d'années, H. Levrel (2006), précurseur sur la question des indicateurs de biodiversité (IB) en avait ainsi déjà recensé plus de 200 pour la Convention sur la diversité biologique et presque 400 pour l'Agence Européenne de l'Environnement. En parallèle de la montée en puissance de la préservation de la biodiversité dans les politiques publiques, depuis 50 ans de nombreux États se sont lancés dans la conception de jeux d'indicateurs écologiques comme le Canada et les États-Unis¹, l'Europe², ou l'Australie³. À l'échelle internationale, de nombreux programmes et organisations (la Convention sur la diversité biologique et l'OCDE entre autres) se sont aussi dotés de tels jeux d'indicateurs ou ont demandé aux États de produire un rapportage sur la biodiversité, c'est-à-dire de fournir des indicateurs sur l'état de la biodiversité sur leur territoire et sur les actions qu'ils mènent pour contribuer à sa préservation. On peut citer quelques dates et documents clés de cette montée en puissance des indicateurs de développement durable et de biodiversité : aux Pays-Bas, la publication en 1991 de « *In Search of Indicators of Sustainable Development* » par O. Kuik et H. Verbruggen, et l'adoption au sommet de la Terre à Rio (1992) de l'agenda 21, dont un chapitre est consacré à la biodiversité et à l'adoption d'objectifs chiffrés, sont les prémisses de cette explosion du nombre d'indicateurs (Holman, 2009). À la suite de ces premiers travaux internationaux, le protocole de Montréal établit dès 1994 la nécessité de développer des accords internationaux sur les critères et

1 Environment Canada and US EPA 2003

2 www.eionet.eu.int

3 www.csiro.au/csiro/envind/index.htm

indicateurs pour la conservation et la gestion durable des forêts tempérées et boréales. Au début des années 2000, un document de l'OCDE est devenu la référence principale sur les indicateurs de développement durable et donc aussi de biodiversité : « *Towards Sustainable Development indicators to measure progress* » (conférence de l'OCDE à Paris). À son tour l'Agence européenne de l'environnement a initié en 2004 le processus SEBI 2010 (Streamlining European Biodiversity Indicators) pour établir une liste d'indicateurs permettant de suivre, à l'échelle du continent, l'évolution de la biodiversité et de mesurer les progrès accomplis dans l'inversion de la tendance à son déclin. Outre ces programmes de jeux d'indicateurs internationaux, la montée en puissance des indicateurs s'est accompagnée de travaux de recherche dédiés, comme récemment le projet de recherche européen « Policy influence of Indicators »⁴, ainsi que de la publication de revues scientifiques spécifiques, comme « *Ecological Indicators* », et « *Sustainability Indicators* ».

À l'échelle française, de nombreux organismes travaillant sur la biodiversité se sont aussi mis à produire leurs propres indicateurs ou à organiser des groupes de réflexion méthodologique sur les indicateurs de biodiversité. Un observatoire national de la biodiversité (ONB) a été mis en place suite au Grenelle de l'environnement en 2007, avec pour objectif de définir des indicateurs de biodiversité à l'échelle nationale. Après la mobilisation de nombreux groupes de travail, les premiers indicateurs ont été publiés en 2012, et sont actuellement régulièrement revus (ONB⁵). L'approche est originale puisqu'elle consiste à proposer des indicateurs pouvant éclairer une sélection de grandes questions que se pose la « société », et choisies par les groupes de travail. En parallèle des observatoires régionaux se sont montés avec souvent pour mission de proposer des jeux d'indicateurs sur la biodiversité régionale (Popy, 2010 ; Linarès, 2013 ; Observatoire de la biodiversité du Nord-Pas-de-Calais, 2011).

En 2012 le comité français de l'UICN s'est engagé dans un travail spécifique auprès des collectivités, publiant un cadre de réflexion et d'analyse pour les collectivités territoriales sur les indicateurs de biodiversité (UICN France, 2014a). Il a aussi publié une étude (UICN France, 2014b) qui dresse de manière exhaustive la liste des dispositions juridiques que les entreprises françaises doivent appliquer en matière de communication d'informations relatives à la biodiversité et qui souligne les principaux travaux de rapportage existants et les préconisations adressées aux entreprises par certains référentiels internationaux et nationaux. D'autres organismes encore se sont lancés dans l'accompagnement des entreprises dans la conception et l'utilisation des indicateurs de biodiversité, comme l'association Orée qui a créé un indicateur synthétique, l'Indicateur d'Interdépendance de l'Entreprise à la Biodiversité (Houdet, 2008) ou encore l'association Française des Entreprises Pour l'Environnement qui a publié un guide en 2013 pour « *mesurer et piloter la biodiversité* » à partir de

4 <http://www.point-eu7.info>

5 <http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/indicateurs/tous>

l'expérience de ses entreprises membres (Entreprise pour l'Environnement, 2013). Enfin d'autres travaux ne ciblent pas un type d'acteurs mais une thématique, par exemple la diversité génétique des plantes cultivées (Goffaux et al., 2011), les écosystèmes forestiers (Nivet et al., 2012) ou encore les écosystèmes marins et la gestion des aires protégées (Fossat et al., 2009). Les indicateurs de biodiversité sont donc omniprésents, dans tous les secteurs mais aussi à toutes les échelles d'action. Pour comprendre ce foisonnement des indicateurs nous avons approfondis les besoins des utilisateurs. Peut-on expliquer cette explosion des IB essentiellement par une explosion de la demande et de l'utilisation ?

1.2 Des indicateurs dont l'utilité et l'utilisation suscitent un questionnement chez les acteurs et chercheurs

En parallèle de ce constat de l'omniprésence des indicateurs au sein de toutes les sphères d'acteurs, un certain nombre de travaux de recherche soulignent combien les indicateurs sont critiqués par les acteurs, voire sont considérés comme problématiques (Reed et al. 2006, Turnhout 2009, citant Clark and Russell 2009). Plusieurs explications sont proposées à l'échec ressenti par les acteurs : la non utilisation des indicateurs (Levrel et al., 2010), leur manque de rigueur (Boulanger et al., 2011) et leur manque de neutralité scientifique (Hezri, 2004). Certains chercheurs ont alors essayé de faire la liste des difficultés liées aux indicateurs, et de proposer des solutions pour les surmonter. Tous s'accordent sur l'importance de mieux prendre en compte les attentes des utilisateurs et le contexte spécifique d'utilisation des indicateurs (Failing, Gregory, 2003 ; Niemi, McDonald, 2004) :

« Virtually all attempts to use ecological indicators have been heavily criticized, and many criticisms are well deserved. For instance, many existing monitoring programs of indicators suffer from two deficiencies: lack of well-articulated objectives and neglect of different sources of error (Yoccoz et al. 2001). Indicator species have been especially criticized in the context of forest management-related issues (Landres et al. 1988, Landres 1992, Niemi et al. 1997, Rolstad et al. 2002, Failing & Gregory 2003). Many of these criticisms have focused on the lack of: (a) identification of the appropriate context (spatial and temporal) for the indicator, (b) a conceptual framework for what the indicator is indicating, (c) integration of science and values, and (d) validation of the indicator. » (Niemi, McDonald, 2004).

Pour certains chercheurs, les indicateurs seraient décevants parce que non techniquement pertinents pour déterminer de bons objectifs de gestion. Le sentiment de beaucoup de concepteurs d'indicateurs est que si les décideurs disposaient d'indicateurs techniquement pertinents, alors les décisions qu'ils prennent conduiraient à une meilleure préservation de la biodiversité. Par exemple M.E. Eiswarth et J.C. Haney (2001) suggèrent des solutions pour faire des meilleurs choix de gestion à l'aide d'indicateurs et de seuils, en montrant que le choix de l'indicateur est un élément critique, et que l'incapacité à mesurer des effets non linéaires et de seuil dans les prévisions sur les écosystèmes altère

la décision prise.

Pour pallier ce sentiment d'échec des indicateurs, des critères de « bons » indicateurs sont apparus dans tous les domaines de recherche, de l'écologie à la sociologie en passant par les sciences politiques. Les premiers critères retenus ont été inspirés par les statisticiens et repris par les institutions internationales (Statistiques Européennes, OCDE, Convention sur la diversité biologique, etc.) : « *pertinence, précision, actualité, accessibilité, comparabilité et cohérence* » (Desrosières, 2003, 2008). Le nombre de ces critères a aussi été élargi ou rétréci en fonction des cadres théoriques mobilisés et des utilisations envisagées. Par exemple, S. Popy (2010) a référencé la dizaine de critères suivants : « *sensible, précis, spécifique, valide/pertinent, fiable/crédible, mesurable/réaliste, simple/facile d'utilisation, opérationnel, intégrable aux échelles supérieures, déclinable aux échelles inférieures, comparable, généralisable* ». V.H. Dale et S.C. Beyeler (2001) en ont rassemblé une dizaine d'autres, certains similaires et d'autres non : « *are easily measured, are sensitive to stresses on system, respond to stress in a predictable manner, are anticipatory, predict changes that can be averted by management actions, are integrative: the full suite of indicators provides a measure of coverage of the key gradients across the ecological systems, have a known response to natural disturbances, anthropogenic stresses, and changes over time, have low variability in response...* ». Essayant de synthétiser les critères les plus fréquemment rencontrés dans la littérature, D. Neimeijer et R.S. de Groot (2008) en comptent plus d'une trentaine, qu'ils ont regroupés sous six dimensions : scientifiques, historiques, systémiques, intrinsèques, financières et pratiques, politiques et gestionnaires. D. Clash et W.C. Clark (2001) ont restreint cette liste en seulement trois critères qui sont de plus en plus repris dans la littérature académique et opérationnelle (Charvolin, Ollivier, 2014) et qui portent plus généralement sur l'information à destination des décideurs : les indicateurs doivent être « *pertinents, légitimes et crédibles* ». Ils soulignent alors la nécessité de faire des choix et des compromis entre les critères (Cash et Clark, 2001 ; Niemi and Mc Donald, 2004).

Mais les indicateurs sont-ils réellement problématiques car inefficaces, ou bien est-ce le décalage entre les espoirs flous qu'ils suscitent et la réalité que les acteurs observent qui provoque ce sentiment de déception ? Par la suite, nous essayerons de prendre du recul par rapport à ces discours sur la déception et la non utilisation des indicateurs dans la décision, pour comprendre ce que les indicateurs apportent lors de leur utilisation mais aussi lors de leur construction. S. Treyer (2010) montre par exemple que tous ces critères retenus par la littérature ne permettent souvent pas de s'interroger sur l'efficacité de l'information relayée à contribuer à un changement de l'état de l'environnement. Pouvons-nous dans cette thèse mieux qualifier ce que les acteurs peuvent attendre des indicateurs pour éviter un tel sentiment de déception ?

1.3 Et pourtant des indicateurs fortement désirés

Commençons par un exemple issu du Suivi Temporel des Oiseaux Communs (STOC) qui illustre le fait que les indicateurs sont désirés parce qu'ils ont de nombreuses utilisations potentielles. Le programme STOC permet de suivre l'évolution de l'état de santé des populations et des communautés d'oiseaux communs sur des sites spécifiques. Les indicateurs issus de ce programme sont utilisés aussi bien dans les travaux scientifiques pour suivre l'état de la biodiversité et trouver des explications au déclin observé (Couvet et al., 2004 ; Couvet et al., 2007), que pour sensibiliser le grand public (Levrel, 2006), ou pour communiquer sur l'action de la France en matière de biodiversité (IFEN, 2003, AEE 2003, INSEE 2014, ONB 2011) et même pour évaluer l'efficacité des dépenses budgétaires de la France depuis 2006⁶. Cet exemple montre que l'utilisation des IB est très variée : communiquer, sensibiliser, gérer, évaluer, etc. Est-ce cette large gamme d'utilisation des IB qui peut expliquer le désir qu'en ont les acteurs ? Mais aussi leurs frustrations ?

Des indicateurs utiles pour prendre des décisions en contexte complexe

Pour G.J. Niemi et M.E. McDonald (2004), l'intérêt des indicateurs provient de leur capacité à permettre d'isoler des variables clés de notre environnement, faisant ainsi référence à Platon et Clements (1920) qui utilisaient notamment les plantes comme indicateurs de processus physiques, de changements dans les sols ou de l'activité humaine. La multiplication des indicateurs s'expliquerait alors par un besoin de plus en plus important de ces indicateurs comme variables clés pour prendre des décisions sur des thématiques nouvelles de plus en plus complexes, comme la qualité de l'eau, la gestion des ressources, le changement climatique et la perte de biodiversité.

Des indicateurs utiles pour répondre à une demande sociétale d'éléments objectifs, de mesures quantifiables et d'évaluation

H. Levrel (2006) explique quant à lui que le développement actuel des indicateurs de biodiversité serait une réponse à une demande sociale émergente de plus d'informations quantitatives sur l'état de la biodiversité, *« les réponses politiques ayant besoin de s'appuyer sur des éléments objectifs, des mesures quantifiables. Il en est ainsi du taux de chômage qui, à mesure des crises de l'emploi au 19^e et du 20^e siècle, est devenu un indicateur incontournable dans nos sociétés. Le même processus s'applique à la biodiversité. Aujourd'hui, une demande sociale importante a fait jour ; aussi une multiplication de textes réglementaires fait explicitement référence aux indicateurs. Il en est ainsi de la Convention sur la diversité biologique, de Natura 2000, des directives cadres sur l'eau ou sur la stratégie pour les milieux marins. »* (Levrel, 2011). La multiplication du nombre d'indicateurs est alors à interroger à l'aune de l'importance accordée aux indicateurs en tant qu'outil d'évaluation des politiques publiques (Hezri,

6 Projet de Loi de finance 2014 et Lesage 9 octobre 2014 (rapports législatifs n°2266)

2004 ; Turnhout et al., 2007). En effet, les politiques d'environnement et plus généralement toutes les politiques publiques sont depuis les années 80 de plus en plus évaluées au regard de l'atteinte de résultats et de rapport coût/efficacité (Barzelay, 2001). Dans cette optique, les indicateurs sont considérés comme nécessaires pour évaluer l'effet de ces politiques ainsi que pour décider et planifier la gestion.

Des indicateurs utiles pour servir d'interface entre science et politique

L'explosion du nombre d'indicateurs de biodiversité est aussi corrélée à la multiplication des interfaces sciences-politiques et sciences-sociétés focalisées sur la biodiversité (pour une analyse en France voir Coreau et al., 2013). L'indicateur semble alors un moyen opérationnel de faire dialoguer deux mondes, ce que S.L. Star et J.R. Griesemer (1989) appellent un « objet-frontière » entre science et politique ou science et société.

Conclusion de la section 1 :

Les différentes explications proposées précédemment quant au grand nombre d'indicateurs produits relèvent de grandes tendances observées à l'échelle mondiale qui influencent ce que veulent « la société » ou « les politiques ». Pour l'instant il existe peu de travaux se plaçant à l'échelle des acteurs qui conçoivent ou utilisent ces indicateurs de biodiversité, pour s'interroger sur les motivations qui amènent à leur construction au sein de situations particulières de gestion de la biodiversité. Quand des acteurs choisissent de produire ou d'utiliser des indicateurs, ne le font-ils que pour répondre à une demande sociale ou politique issue d'une grande tendance structurelle qui s'imposerait à eux ? Ne trouvent-ils pas aussi un ou des intérêts stratégiques pour préserver la biodiversité propres à ces indicateurs et à la manière dont ils peuvent s'intégrer aux actions qu'ils mènent ? Cette thèse sera l'occasion d'approfondir cette deuxième explication avec une analyse à l'échelle des acteurs qui construisent ou utilisent des indicateurs. De plus, nous nous intéresserons à la question de la biodiversité, champ peu investi par la littérature, alors qu'il existe déjà des travaux sur d'autres thématiques, par exemple sur les indicateurs de développement durable (Bauler, 2007), sur les indicateurs socio-économiques (Desrosières, 2008) ou sur les indicateurs énergétiques (Lehtonen, 2011).

La problématique de cette thèse est donc issue de l'observation d'un paradoxe : une prolifération d'indicateurs qui ont de multiples usages possibles (communiquer, évaluer, dialoguer, alerter, etc.), mais qui sont aussi source d'un sentiment de frustration chez de nombreux acteurs. Nous faisons l'hypothèse que si les acteurs sont aussi déçus par les indicateurs, c'est qu'ils partent souvent du principe que la construction d'un indicateur pertinent suffira à une bonne gestion de la biodiversité,

alors que d'autres éléments peuvent influencer la contribution des indicateurs à la conservation de la biodiversité.

2 Interroger l'utilité des indicateurs au regard de l'efficacité de l'action des acteurs porteurs d'une intention environnementale : notre projet

2.1 Centrer l'analyse sur les acteurs et leurs stratégies

Les acteurs se sentent parfois démunis face à la profusion d'indicateurs et d'utilisations possibles. Ils font alors appel à des chercheurs ou montent des groupes de travail pour alimenter leurs réflexions. Cependant, à l'heure actuelle ces travaux n'ont pas toujours permis de faire des propositions qui se transforment en réalisations concrètes et réellement mises en œuvre (Popy, 2010, groupe entreprises UICN). En effet, les acteurs ont tendance à attribuer beaucoup de potentialités aux indicateurs, ce qui crée des décalages avec la réalité des effets qu'ils observent par la suite. Parfois le simple fait de construire un indicateur devient un objectif en soi, sans questionnement préalable ni sur l'objectif concret à atteindre ni sur la stratégie pour y parvenir. Notre projet de recherche est justement de rendre plus lisibles les potentialités qu'offrent les indicateurs pour les acteurs qui ont une préoccupation environnementale. Pour comprendre la frustration des acteurs nous analysons les limites de ce qu'ils peuvent attendre des indicateurs, pour ensuite pouvoir se concentrer sur leurs potentialités stratégiques. Nos objectifs sont donc : de nous interroger sur ce que les acteurs peuvent attendre des indicateurs, de remettre en question l'impression qu'ils peuvent servir à tout et seront toujours bénéfiques ; tout en essayant de comprendre les potentialités qu'ils peuvent avoir dans des processus stratégiques spécifiques. Ainsi nous cherchons des clés de lecture pertinentes pour surmonter le sentiment d'insatisfaction de certains acteurs en proposant une analyse sur les potentialités stratégiques des indicateurs pour mieux connaître et agir sur la biodiversité.

2.2 Replacer l'étude des indicateurs au sein de systèmes d'action

Selon Mermet et al. (2005), comprendre et agir pour résoudre un problème d'environnement nécessite de se replacer dans une vision systémique de l'action : « *dans une lecture des systèmes d'actions où s'inscrivent et où sont noués ensemble des éléments et des relations multiples, qui ressortent aussi bien d'une qualification sociale qu'écologique* ». Chaque acteur qui se pose la question de l'utilité d'un indicateur fait référence à un système d'action particulier et à un problème d'action qui sont rarement explicités clairement. De manière implicite, l'action à laquelle les démarches de construction d'indicateurs font référence repose souvent sur l'existence d'un planificateur omniscient, qui serait

capable de piloter un système société-nature grâce à l'usage d'une liste d'indicateurs organisés sous forme de tableau de bord (Levrel, 2008). Mais qui sont réellement le ou les gestionnaire(s) ? Et quels sont leurs besoins en matière d'information ? L'hypothèse de cette thèse est que l'analyse de l'intérêt des indicateurs de biodiversité doit reposer sur l'analyse des systèmes d'action pour apporter de nouvelles perspectives à la fois de recherche et d'action.

2.3 Interroger l'efficacité de l'action des acteurs porteurs d'une intention sur la biodiversité

Les acteurs qui conçoivent des indicateurs de biodiversité sont en général des acteurs qui ont pour objectif que la biodiversité soit mieux préservée. Ils cherchent alors à modifier le système d'action pour qu'il prenne mieux en compte la biodiversité. Ils sont porteurs d'une intention environnementale. Cependant, tous les acteurs ne partagent pas nécessairement cette préoccupation : *« Si l'acteur d'environnement est fondé à intervenir comme acteur de changement sur la gestion effective, c'est que, pris ensemble et chacun pour son fait, les acteurs de celle-ci sont comptables de ses effets écologiques devant la partie du public que ces conséquences écologiques préoccupent. On se situe donc dans la perspective d'un « pluralisme des préoccupations », qui considère abusive l'exigence que la préoccupation environnementale soit partagée par tous, exigence souvent affichée (implicitement ou explicitement), comme condition de légitimité des revendications sur l'environnement ou comme préalable à l'action environnementale »* (Mermet et al., 2005). Cette idée d'acteurs porteurs d'une préoccupation environnementale de changement déplace l'analyse en la faisant passer d'un *« problème collectif à résoudre tous ensemble »* à celui de responsabilité collective qui ne sera pas honorée sans l'intervention stratégique efficace d'un agent de changement (Mermet et al. 2005). Une telle approche permet d'étudier les politiques de conservation de la biodiversité sous l'angle de leurs impacts écologiques en considérant que certains acteurs veulent améliorer le statut écologique de l'objet étudié, ici la biodiversité, et que cet objectif doit être pris au sérieux (Mermet et al., 2005 ; Leroy, 2006). Affichant ainsi une visée normative et reconnaissant qu'il y a un souci de résultat de la gestion sur l'état de la biodiversité, nous nous sommes rapprochée des acteurs partageant la même préoccupation environnementale : les acteurs cherchant à changer la gestion de la biodiversité. Nous proposons donc de repenser les indicateurs de biodiversité en focalisant l'attention sur leur contribution à l'efficacité de l'action portée par ces acteurs. La question de recherche que nous nous posons est la suivante : **entre connaissances en écologie et actions de conservation, qu'apporte le détour par les indicateurs de biodiversité pour ceux qui portent une préoccupation environnementale ?**

3 Organiser la thèse pour répondre à cette interrogation

Ce mémoire de thèse est organisé en trois parties. Dans un premier temps, nous avons choisi de présenter quelques éléments théoriques dans l'optique de mieux définir notre problématique et notre cadre d'analyse, mais aussi de nous équiper et d'équiper le lecteur d'un vocabulaire et d'une perspective utiles à la suite de la lecture (chapitres 1 et 2). Trois cas d'études font chacun l'objet d'un chapitre dans la partie 2 (chapitres 3 à 5). Les chapitres n'ont pas tous le même format, puisque la problématique est spécifique à chaque cas, mais aussi la posture de recherche et le rapport au terrain. Enfin, la troisième partie est l'occasion d'approfondir les résultats issus des différents cas, de les mettre en perspective avec d'autres travaux de recherche et de proposer des éléments de réflexion pour concevoir l'intégration des indicateurs au sein de leurs stratégies. Nous avons plus précisément choisi trois thématiques : les indicateurs comme arme stratégique (chapitre 6), les indicateurs pour articuler connaissances et actions (chapitre 7) et les indicateurs pour négocier le changement (chapitre 8). Dans une conclusion générale nous reprenons les apports principaux de cette thèse, à la fois pour l'étude et la construction des indicateurs par les acteurs porteurs d'une préoccupation environnementale et pour les travaux plaçant l'efficacité de l'action au cœur de leur analyse.

Plus précisément, dans le chapitre 1, nous présentons différents travaux de recherche en sciences sociales et ce qu'ils apportent à notre problématique (sociologie des sciences, sociologie des organisations, sociologie de la traduction, sciences politiques et sciences de gestion). L'ensemble de ces travaux permet de solidifier le point de départ de cette thèse en soulignant que la conception d'outils tels que les indicateurs est contrainte par le système d'action, mais qu'en parallèle ces outils ont la potentialité de modifier ce système d'action. Les auteurs que nous présentons se servent de ces résultats d'une part pour analyser les effets induits, désirés ou non, des outils, et d'autre part pour entrer dans les organisations et systèmes d'actions auxquels ils appartiennent. Se plaçant du point de vue des acteurs qui cherchent à modifier une situation de gestion en place vers une meilleure prise en compte de la biodiversité, nous partons de cette littérature qui réinscrit les indicateurs dans des contextes d'action quand nous cherchons à comprendre comment modifier ces contextes. Comment les acteurs peuvent-ils tirer parti des potentialités qu'ont les indicateurs pour modifier le système d'action, tout en étant conscients des limites imposées par le système d'action actuel ?

Dans le chapitre 2, partant du principe que certains acteurs, porteurs d'une intention environnementale, cherchent à faire changer le système d'action (les « acteurs d'environnement », AE), nous choisissons d'avoir recours à une analyse stratégique pour analyser l'efficacité de leur intervention de changement. Dans quelle stratégie efficace d'intervention au bénéfice de la biodiversité les indicateurs sont-ils utiles ? Et quelle démarche d'analyse opérationnelle et stratégique peut-on proposer pour la conception et l'utilisation des indicateurs de biodiversité à partir d'une analyse de

leur fonctionnement effectif dans le cadre des dossiers que l'on aura étudiés ?

Dans le chapitre 3, l'étude des listes rouges (LR) permet de mettre en évidence que cet outil peut aujourd'hui contribuer aux différentes stratégies des acteurs cherchant à porter la préservation de la biodiversité, mais que cette potentialité n'allait pas de soi au lancement de ces listes il y a dix ans. Les concepteurs de l'indicateur ont dû se battre pour le faire accepter, pour que son utilisation pour argumenter dans différentes situations de prises de décision et d'action soit considérée comme légitime. Il est incontestable pour tous les acteurs rencontrés que les LR ont réussi à devenir incontournables tout en ayant de réelles potentialités pour contribuer à des stratégies efficaces de préservation de la biodiversité.

Dans le chapitre 4, l'étude du projet CarNET-B, projet de cartographie des enjeux remarquables de biodiversité, commun aux services aménageurs et aux services en charge de la biodiversité de l'État, permet d'analyser les difficultés à concevoir des indicateurs ayant une potentialité à être adoptés et simultanément à faire changer un système d'action. L'indicateur aujourd'hui proposé ne correspond pas aux besoins actuels des utilisateurs à qui il est destiné. Les difficultés que doivent surmonter des acteurs pour faire accepter un indicateur dans le cadre de l'action tout en essayant de modifier ce cadre sont très nombreuses et de différents types : analyse des besoins, évolution des besoins, évolution des techniques disponibles, évolution des financements, difficulté à s'insérer dans des procédures déjà très cadrées, etc.

Dans le chapitre 5, avec le cas de l'Indice de Biodiversité Potentielle (IBP) nous rentrons encore plus dans l'univers des jeux de pouvoirs, notamment dans un contexte forestier en tension où les acteurs qui portent des préoccupations environnementales ont parfois du mal à être entendus. L'indice a été proposé puis repris par ces acteurs afin de renforcer leur positionnement dans ce jeu d'acteur et tout en faisant parler de biodiversité à différentes échelles d'action dans un contexte forestier où les acteurs porteurs d'intentions environnementales ont peu de marges de manœuvre.

Dans le chapitre 6, nous nous inspirons de travaux en stratégie pour comprendre comment les indicateurs contribuent aux stratégies des acteurs. Les acteurs qui conçoivent des indicateurs pour influencer la situation de gestion sont confrontés à des acteurs qui sont opposés à ce changement. Ils construisent leur stratégie d'action à partir d'une analyse des dispositifs stratégiques existant, réfléchissant à la manière dont les indicateurs peuvent les intégrer, voire contribuer à de nouveaux dispositifs. Pour atteindre leurs objectifs les AE sont alors confrontés à différentes stratégies possibles et complémentaires : intervenir directement sur le système d'action ou changer les rapports de pouvoir en améliorant leur positionnement (ou en affaiblissant celui des opposants).

Dans le chapitre 7, nous repartons du constat que connecter connaissances et actions mises en

œuvre est indispensable pour pouvoir améliorer l'état d'un objet écologique tel que la biodiversité. Le constat est simple, pourtant nombreux sont les travaux qui décrivent les difficultés à connecter ces deux dimensions, mettant notamment en évidence que cette connexion peut aussi conduire à une action moins efficace. Les indicateurs peuvent être stratégiquement utiles aux acteurs ayant une préoccupation environnementale pour réussir une articulation efficace entre connaissances et actions, en ayant simultanément la potentialité de connecter et de déconnecter ces deux dimensions. Nous discutons aussi des difficultés auxquelles sont confrontés les acteurs concepteurs d'indicateurs lorsqu'ils essayent d'utiliser les indicateurs pour articuler connaissances et actions en faveur de la biodiversité.

Dans le chapitre 8, nous approfondissons deux constats forts issus de la partie 2 : d'une part les acteurs ont besoin de négocier l'acceptation et la reconnaissance des indicateurs et d'autre part ils utilisent ces indicateurs pour négocier le changement du système d'action. Ces négociations ont donc un double objectif : modifier les relations de pouvoir tout en anticipant le futur système d'action. Nous proposons une réflexion sur l'intérêt de certains travaux en négociation pour éclairer la lecture de ces situations de négociation, mais aussi pour orienter la réflexion des acteurs sur les possibilités de faire bouger les lignes des jeux de pouvoir et le système d'action en faveur de la biodiversité.

PARTIE 1 : Problématique, théories et démarche d'analyse

Chapitre 1 : Les indicateurs vus par les sciences sociales

Quels éléments de réponse à notre problématique peuvent nous apporter les travaux existants en sciences sociales ? Nous proposons dans ce chapitre une sélection d'approches issues des sciences sociales ayant étudié spécifiquement les indicateurs ou ayant des perspectives théoriques proches de notre questionnement. Bien que notre approche place au cœur de l'analyse la question de l'efficacité, se rapprochant en cela des sciences de gestion (cf. introduction), nous empruntons un certain nombre d'éléments à des disciplines comme la sociologie, les sciences politiques ou l'écologie, chacune apportant sa propre perspective sur les indicateurs (Haudricourt (1964) cité par Chiapello et Gilbert (2013)). Bien que relevant d'approches très différentes, l'ensemble des travaux présentés ici converge sur l'idée que les indicateurs sont au cœur des relations entre les acteurs : le système d'action influence la construction des indicateurs et inversement les indicateurs peuvent modifier ce système. Ce premier chapitre interroge les complémentarités et les apports respectifs des travaux existants vis-à-vis de notre problématique centrée sur les acteurs qui choisissent de faire changer ce système d'action.

Les approches présentées ont parfois été utilisées pour étudier des objets plus larges que les indicateurs de biodiversité (comme les outils de gestion, les instruments de l'action publique, etc.). Toutefois, comme nous considérons que les indicateurs en tant qu'outils ou instruments font partie de ces objets, ces approches peuvent aussi nous apporter des éléments de réponse à notre problématique. Ce chapitre permettra aussi au lecteur éventuellement peu familier de ces travaux de situer notre approche parmi les différents champs disciplinaires. En revanche, nous avons choisi de ne pas reprendre ici les nombreux travaux en écologie qui concernent les indicateurs de biodiversité. Nous laissons le lecteur s'y référer directement, par exemple à ceux de S. Popy (2010), D. Couvet et al. (2007), et L. Failing et R. Gregory (2003).

Chacune des approches théoriques est en elle-même très riche : nous avons aussi dû faire des choix et ne présenter que certains de leurs résultats. Enfin, nous présentons ces travaux comme totalement distincts les uns les autres bien que certaines de ces approches se recoupent ou se sont influencées mutuellement (comme analysé par Aggeri, Labatut, 2010 ; Halpern et al., 2014). Pour une analyse croisée entre les différentes approches que nous avons décrites nous proposons au lecteur de se référer à deux livres récents :

- Dix ans après leur ouvrage « Gouverner par les instruments », Halpern, Lascombes et Legalès (2014) présentent les controverses engagées entre leurs travaux sur l'instrumentation de

l'action publique et d'autres disciplines : la sociologie des sciences et des techniques, l'économie de marché, les sciences de gestion, et d'autres travaux de sciences politiques. Ils y décrivent aussi la suite de leurs travaux sur l'articulation entre instrumentation et dynamiques de l'action publique, démocratisation et politisation.

- Chiapello et Gilbert (2014) présentent une dizaine de thèses sur les outils de gestion. En s'inspirant de l'anthropologie des techniques, ils retiennent la nécessité de multiplier les points de vue : « *L'outil de gestion se laisse difficilement saisir sous un seul angle. Se satisfaire d'une approche unique reviendrait à réduire notre vision, à ne pas tenir compte de sa complexité.* », mais aussi la nécessité d'identifier le système et l'inscription des outils dans des situations. « *Les outils de gestion prennent place au sein d'un système technique formé d'un ensemble d'éléments en interaction (conception de la performance, état de l'art, stratégie d'entreprise...) qui permettent leur maintien et leur développement. Ils sont toujours inscrits dans des situations. Étudier l'objet en soi limite l'analyse, épuise rapidement le propos.* »

1 Indicateurs et recherches en sociologie des sciences et sociologie politique

Historiquement les indicateurs ont été étudiés par la sociologie des sciences (ou plus largement les études en Sciences, Technologies et Sociétés (STS)) comme un instrument qui rend possible la production de connaissances scientifiques mais aussi le dialogue entre les mondes scientifique et politiques (Van den Hove, 2007). De nombreux travaux sur les indicateurs ont mobilisé ces cadres d'analyse, comme ceux de G. Bouleau, E. Tunrhout, C. Granjou et I. Mauz. Nous distinguerons plus particulièrement deux types d'apports issus de ce domaine de recherche aux courants variés. D'une part, les indicateurs peuvent être considérés comme des objets-frontières qui permettent la coopération entre sciences et politiques, tout en maintenant la distinction entre les deux mondes. D'autre part, les approches issues de la sociologie de l'innovation permettent de nous équiper d'un vocabulaire pour analyser l'histoire de chaque indicateur, et retracer leur trajectoire jusqu'à l'adoption ou non par un collectif.

1.1 Les indicateurs comme objets-frontières, pour décrire la coopération entre sciences et politiques

Les chercheurs s'intéressant au domaine des Sciences, Techniques et Sociétés remettent en question une vision linéaire où la connaissance diffuserait simplement de la science vers la politique, montrant que cette frontière entre science et politique est beaucoup plus dynamique qu'elle ne le paraît et qu'elle fonctionne à double sens (Pregernig, 2010 ; Jasanoff et al., 2001). Ils montrent qu'il est

donc vain de séparer complètement les étapes de construction et d'utilisation des IB (Turnhout et al., 2007 ; Fleischmann, 2006). Par exemple, D. Sarewitz et R.A. Pielke (2007) expliquent que les indicateurs doivent répondre simultanément aux attentes des deux types d'acteurs, être « *scientifically valid and policy relevant at the same time* » (Sarewitz et Pielke, 2007). Ce qui pose régulièrement problème puisque les critères d'un bon indicateur ne sont pas nécessairement les mêmes pour les deux types d'acteurs. Parmi ces objets qui permettent de faire coopérer deux mondes, S.L. Star et J. R. Griesemer (1989) identifient ce qu'ils appellent des objets-frontières : « *scientific objects who both inhabit several social worlds and satisfy the informational requirements of each of them. Boundary objects are objects which are both plastic enough to adapt to local needs, and the constraints of the several parties employing them, yet robust enough to maintain a common identity across sites.* » (Star, Griesemer, 1989). C. Granjou et I. Mauz (2009) mobilisent ce concept d'objet-frontière pour regarder comment se construit une estimation des effectifs de loups en France. Elles montrent que le « poil » de loup devient un objet-frontière permettant une entreprise collective orchestrée par l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage et incluant des laboratoires de recherches, mais aussi que c'est « *l'équipement* » (les codes et les conventions) du poil de loup, c'est-à-dire des « *infrastructures invisibles attachées au « poil » de loup, qui sont transportées et transformées avec lui* », qui rend possible son inscription dans des communautés de pratiques différentes et, au final, la production d'une estimation chiffrée du nombre de loups sur le sol français (Granjou et Mauz 2009).

À l'aide des travaux de G.C. Bowker et S.L. Star (2000) sur les objets frontières et les systèmes de classification, E. Turnhout (2007 ; 2009) s'interroge sur les conditions d'efficacité des indicateurs écologiques comme objet-frontières, proposant que : « *(1) Effective ecological indicators are ambiguous in order to allow for considerations not formalised in the ecological indicator and to allow for different interpretations and meanings in the different social worlds they connect. (2) Effective ecological indicators are flexible in order to be able to take into account the demands of developers and users and to allow for modifications along the way to deal with changing circumstances* ». À travers deux études de cas, elle montre que certains indicateurs sont trop rigides, mais que d'autres sont assez souples et modifiables pour être acceptés par tous les acteurs impliqués, devenant de fait des objets-frontières efficaces : fonctionnant comme langage commun entre sciences, politiques et gestionnaires, et facilitant les discussions, les négociations et les prises de décisions (Turnhout et al., 2007). E. Turnhout suggère aussi que, pour que les indicateurs servent d'objet-frontière, les deux mondes sociaux ne doivent pas être trop différents, et même qu'ils doivent partager des préférences et valeurs communes. Elle y voit d'ailleurs là une des limites du concept d'objet-frontière et de son applicabilité. H. Pülzl et E. Rametsteiner (2009) montrent aussi que le développement d'indicateurs passe par une étape de traduction des concepts et idées de chacun. Les indicateurs sont sélectionnés s'ils correspondent aux

valeurs que veulent porter les acteurs. Les scientifiques tendraient à négliger ces aspects politiques impliqués dans le choix des indicateurs (Rametsteiner et al., 2011) et l'importance du contexte de développement des indicateurs (Turnhout et al., 2007).

Ces travaux permettent d'expliquer comment différents acteurs peuvent se retrouver autour d'un objet commun sans nécessairement lui attribuer la même signification (Star, 2010). Ils posent la question de l'efficacité des indicateurs ou autres objets-frontières pour faire coopérer différents mondes. Par exemple, S.L. Star (2010) explique qu'une carte n'a pas besoin d'être juste pour être utile comme outil de médiation : *« Elle pouvait servir de base pour une conversation, pour partager des données, pour indiquer des choses, sans même démarquer un territoire réel. [...] ses qualités de médiation semblaient être de « se trouver au centre » pour plusieurs groupes, très mal structurée ou schématique dans son usage conjoint. »*. L'ensemble de ces travaux convergent sur l'idée que les indicateurs peuvent être des animateurs de discussions à l'interface entre sciences et politiques. Mais si S.L. Star montre que l'objet-frontière peut permettre à des groupes d'engager une conversation, ce concept n'est pas suffisant à lui seul pour répondre à notre problématique sur l'efficacité de l'action de changement, c'est-à-dire sur le résultat de cette conversation (cf. introduction, section 2).

1.2 Les indicateurs comme innovations socio-techniques pour comprendre l'émergence et l'adoption d'outils

Une autre manière d'étudier les indicateurs est de les regarder comme des innovations qui apparaissent à un moment donné, se diffusent, s'installent ou disparaissent. Les travaux de la sociologie de la traduction et de la sociologie de l'innovation se sont justement attachés à décrire leur trajectoire et la manière dont un réseau d'objets humains et non humains se crée et évolue, dans une perspective compositionniste. Ces approches permettent de décrire la construction et l'adoption d'indicateurs comme le résultat de séries de situations faites de l'association mouvante de différents êtres (humains et non-humains) qui ne sont pas définis en dehors de ce qui les relie (Latour, 2006). Elles ne cherchent pas à analyser l'efficacité des actions des acteurs pour modifier ces associations, mais à étudier comment les acteurs s'associent, se dissocient et se ré-associent en permanence à des acteurs d'autres mondes sociaux (Laforgue, 2015).

1.2.1 Sociologie de la traduction et points de passage obligés

Dans notre perspective normative focalisée sur la contribution des indicateurs au changement d'une situation de gestion, le vocabulaire proposé par M. Callon (1986) permet de s'interroger sur la potentialité des indicateurs pour obliger acteurs humains et non humains à passer par des points de passages qui pourraient par exemple être des indicateurs. La sociologie de la traduction permet de comprendre comment un indicateur négocie son entrée dans le collectif, c'est-à-dire est accepté par les

autres acteurs. Le consensus et la mobilisation rendent possible la création d'un réseau de liens contraignants entre les différents acteurs, leurs relations et leurs objectifs. Mais ils peuvent être contestés à tout moment. La traduction devient trahison. Si ces travaux ne concernent pas directement les indicateurs, les concepts peuvent être réutilisés pour décrire la trajectoire des indicateurs et les modifications des relations entre humains et non-humains qu'ils induisent. En particulier M. Callon insiste sur la nécessité d'alliés qui se saisissent de l'indicateur, et y trouvent un intérêt propre pour que l'indicateur intègre le réseau existant ou pour se servir des indicateurs pour faire intégrer de nouveaux acteurs dans ce réseau (cf. partie 2).

B. Latour s'intéresse aussi à ces relations entre sciences et politiques et à l'institutionnalisation d'innovations (Latour, 1987), qui peuvent concerner les indicateurs. G. Bouleau (2007) a mobilisé en partie son cadre théorique pour retracer l'institutionnalisation d'indicateurs écologiques, et comprendre comment une nouvelle méthode de mesure qui au départ avait peu de crédit est devenue incontournable. *« Pour qu'elle s'institutionnalise, il faut qu'elle permette de représenter ce qu'elle mesure sans la médiation de son auteur, c'est-à-dire que cette médiation est devenue invisible par le truchement de la standardisation et de l'enrôlement d'autres acteurs humains et non-humains. Pour Latour, au départ seul l'innovateur croit en sa nouvelle méthode de mesure parce qu'il l'a testée à plusieurs occasions, il en connaît les comportements. »* (Bouleau, 2007). B. Latour explique en effet que la mobilisation de ressources de plus en plus importantes pour mettre au point une méthode de mesure et la promouvoir rend le développement d'une méthode alternative très coûteuse et quasiment impossible (Latour, 1991). Nous retiendrons notamment qu'un indicateur institué est un indicateur pour lequel les acteurs ne cherchent plus d'alternative. Les acteurs sont prêts à abandonner certaines manières de prendre des décisions.

M. Callon et B. Latour décrivent la contribution d'outils tels que les indicateurs au processus par lequel se créent de nouveaux équivalents et de nouvelles connections entre humains et non humains, ainsi que la stabilité de ces connexions (leur institutionnalisation ou non). Leurs approches permettent à la fois de décrire les différentes étapes d'adoptions effectives d'indicateurs et les échecs possibles de ces différentes étapes. Cependant, dans la perspective normative qui est la nôtre (cf. introduction), ces approches ne sont qu'une des facettes pour répondre à notre problématique, que nous reverrons notamment sur la question de l'institutionnalisation (cf. partie 2). Un décentrage vers les acteurs porteurs d'une préoccupation environnementale sera nécessaire pour nous interroger sur l'efficacité de leur action.

1.2.2 Adaptation réciproque de l'objet technique et de son environnement

Le questionnement peut aussi être centré sur l'adoption des objets techniques (tels que les

indicateurs) par les utilisateurs, en considérant ces objets comme des résultats socialement construits d'un processus d'innovation. Classiquement, dès que l'objet technique devient objet de consommation ou d'utilisation, il cesse d'intéresser l'analyse de la sociologie des techniques : « *Le processus d'innovation s'achève lorsque la circulation du dispositif technique ne génère plus de revendications susceptibles de défaire le réseau ainsi constitué et de remettre en cause le partage stabilisé des compétences entre l'objet et son environnement. À partir de ce moment là, les hypothèses implicites ou explicites sur lesquelles se sont fondés les choix techniques sont en quelque sorte naturalisées.* » (Akrich, 1993). M. Akrich (1998) étudie plus spécifiquement cette étape d'adoption et d'adaptation des outils par les acteurs dans leurs activités en insistant sur les opérations que font subir les acteurs aux dispositifs. Ces opérations les transforment et les décalent par rapport à la manière dont ils ont été conçus. Adopter une innovation socio-technique comme peut l'être un indicateur, c'est aussi l'adapter (Akrich, 1998). Et inversement l'objet technique définit les acteurs auxquels il s'adresse, l'espace dans lequel ils se meuvent et les relations entre ces acteurs. Mais ils font encore plus que cela : « *Ils donnent une mesure de ces relations, établissent des hiérarchies, définissent des normes. [...] C'est en ce sens que les objets techniques peuvent être considérés comme des instruments politiquement forts : dans le même temps qu'ils produisent des modes d'organisation sociale, ils les naturalisent, les dé-politisent, leur confère un contenu autre.* » (Akrich, 1987). Un objet technique tel qu'un indicateur ne reste qu'au stade de « *chimère* » s'il ne se présente pas d'acteur pour incarner les rôles imaginés, « seule la confrontation réalise ou irréalise l'objet technique ». Autrement dit, un marteau sans utilisateur ne peut pas concrétiser les rôles qui lui ont été assignés.

L'environnement de l'objet, c'est à dire les acteurs auxquels il s'adresse, l'espace dans lequel il est utilisé et construit, et les relations entre les acteurs, se fabrique en même temps que l'innovation qu'il va juger. L'indicateur et le système d'action s'ajustent réciproquement. Les outils sont donc à la fois ancrés dans le système d'action existant, tout en ayant la potentialité de le modifier. C'est là un des points de départ majeurs de notre travail : les indicateurs sont contraints par le système d'action mais ils sont aussi capables de le modifier.

1.2.3 Indicateurs et représentations du monde

On retrouve dans les travaux de G. Bouleau des thèmes clés issus de la sociologie des sciences pour envisager les indicateurs de qualité de l'eau comme des « *modes de représentation des rivières lointaines qui permettent de parler de ces milieux depuis un centre grâce à une circulation d'information formalisée au sein d'un réseau* » (Bouleau, 2007). Elle propose alors d'étudier comment ces indicateurs modifient les visions du monde des acteurs qui les rencontrent et comment ils induisent des reconfigurations dans les groupes sociaux. Elle montre ainsi qu'« *une nouvelle structure de signification se construit au fur et à mesure de la mise au point de ces indicateurs et comment elle peut remettre en*

cause des institutions fondées sur d'autres interprétations » et que « l'information qui subsiste est celle qui s'est stabilisée, celle qui permet de nommer, d'accuser et d'agir en s'appuyant sur des relations d'abord suffisantes puis nécessaires au fur et à mesure que la réalité est simplifiée par des conventions. » (Bouleau, 2007). À cette occasion elle insiste aussi sur le fait que les indicateurs ne sont pas uniquement porteurs de sens, mais aussi de techniques qui ont un coût et exigent du temps. « De ce fait, les options choisies pour les différentes étapes de construction des indicateurs peuvent fonctionner comme des verrous, c'est-à-dire des choix qu'il est difficile de remettre en cause parce que le coût de l'alternative est rédhibitoire. » (Bouleau, 2007).

V. Boussard (2001) qualifie certains indicateurs « *d'étendards* », alimentant la réflexion sur l'aspect politique des indicateurs et la dynamique sociale qu'ils entraînent. Citant P.L. Berger et T. Luckman (1966), elle affirme que la représentation de la réalité qu'ils contiennent n'est pas neutre et surtout que les acteurs jouent sur cette représentation pour légitimer une vision de la réalité et convaincre de la légitimité de certaines règles ou au contraire en proposer de nouvelles. « *Les indicateurs pourraient être, dans cette perspective, l'enjeu d'acteurs qui se serviraient d'eux pour construire, instituer et légitimer leur propre version de l'organisation. Et nous pouvons aussi penser que d'autres acteurs, « hérétiques », s'opposent à ces indicateurs institués, cherchant à les invalider pour construire une vision différente de la réalité* ». Elle souligne ainsi que les indicateurs sont l'objet de discussions, voire d'oppositions entre les acteurs (Boussard, 2001). Les indicateurs peuvent alors être utilisés par les acteurs pour modifier des situations de gestion en modifiant les règles existantes et donc améliorer l'état de la biodiversité.

Conclusion de la section 1

Ces approches issues de la sociologie, qui s'intéressent aux trajectoires des outils, à leur construction et à leur institutionnalisation, permettent de décrire comment ces outils modifient les relations entre humains et non humains, par association, ré-association, dissociation... Elles montrent aussi qu'en tant qu'innovations, les indicateurs sont souvent issus d'une petite minorité qui doit convaincre les autres acteurs d'utiliser l'outil, c'est-à-dire de s'allier. Elles déconstruisent par ailleurs la vision classique d'une trajectoire linéaire en deux étapes, la construction puis l'utilisation, et proposent de nouvelles étapes entremêlées plus adaptées à chaque situation. Si elles ne répondent pas directement à notre questionnement en terme de contribution des indicateurs à une action efficace en faveur de l'environnement, elles ont l'avantage de nous équiper d'un vocabulaire pour décrire ces processus, et la manière dont les acteurs s'approprient les outils. De plus, ces approches permettent de montrer que l'institutionnalisation de l'indicateur ne va pas de soi mais que de nombreuses étapes sont nécessaires, et que les échecs existent. Enfin, elles insistent sur la dépendance à la situation de

gestion de l'environnement dans laquelle il est créé mais aussi sur la modification de cette situation à laquelle l'indicateur peut contribuer.

2 Indicateurs et recherches sur l'action organisée (sciences de gestion, sciences politiques, et sociologie des organisations)

Dès l'introduction nous avons posé l'importance d'une analyse des indicateurs replacée dans les systèmes d'action dans lesquels ils sont mobilisés. Approfondissons ce que peut nous apporter une sélection d'approches issues de l'analyse de l'action organisée par différentes disciplines : sciences de gestion, sciences politiques et sociologie des organisations, pour analyser la contribution des indicateurs à l'efficacité de l'action.

2.1 Les indicateurs comme outils et dispositifs de gestion pour analyser leurs effets sur l'action collective

Un outil de gestion est un «(...) schéma de raisonnement reliant de façon formelle un certain nombre de variables issues de l'organisation, et destinées à instruire les divers actes classiques de la gestion, que l'on peut regrouper dans les termes de la trilogie classique : prévoir, décider, contrôler » (Moisdon, 1997). Les IB sont donc souvent considérés comme des outils de gestion grâce à leur fonction de connaissance, de dialogue ou de pilotage (Levrel, 2006 ; Couvet et al., 2004 ; Niemeijer, 2002). Les chercheurs en sciences de gestion prennent comme point d'entrée les outils de gestion pour une analyse plus générale des situations de gestion. Ce choix est issu d'un projet de remise en question de la rationalité instrumentale qui a notamment débuté avec les chercheurs des approches comportementalistes des organisations (Cyert, March, 1963 ; Cohen et al., 1972). Les chercheurs de l'école française des outils de gestion ont constaté que l'appropriation des outils par les acteurs concernés est souvent surprenante car éloignée des intentions initiales des modélisateurs et des managers (Aggeri, Labatut, 2010). Ils trouvent l'explication de ce phénomène dans la nature des outils : toute modélisation d'aide à la décision contient un modèle d'organisation, le plus souvent implicite. À la suite de divers travaux comme ceux de H. Simon sur les sciences de l'artificiel (Simon, 1969), de R.M. Cyert et J.G. March (1963), et de M. Foucault (1975), ils ont établi une première synthèse du courant dans l'ouvrage collectif dirigé par M. Berry (1983), sur les effets inattendus des indicateurs : «*Les instruments de gestion, comme les tableaux de bord ou les indicateurs, ont un effet de structuration du réel, engendrant des choix et comportements échappant aux prises des hommes, parfois à leur conscience* » (Berry, 1983). Cette idée sera reprise dans l'ouvrage collectif de J.C. Moisdon (1997) qui étudie les outils de gestion comme concrétisation des processus d'innovation managériale, et approfondi par F.X. de Vaujany avec l'étude des phénomènes d'appropriation des outils de gestion dans

différents systèmes d'action (de Vaujany, 2005).

D'autres travaux se sont focalisés sur le lien entre les outils et le changement en entreprise. Par exemple, A. David (1998) s'interroge sur la nature et le rôle des outils de gestion, considérés comme des sources, des supports mais aussi des conséquences du changement. Nous retrouvons le constat des sociologues sur l'influence réciproque des indicateurs et du système d'action. En s'appuyant sur quatre exemples réels de processus de changement en entreprise, il conclut que les outils modernes sont nécessairement « *des outils aptes au changement : aptes à évoluer, aptes à détecter la nouveauté, aptes à aider au pilotage des transformations* ». Il s'inspire des travaux de A. Hatchuel et H. Molet (1986), qui ont une conception interactive des outils de gestion : ils confrontent les modèles aux comportements observés de certains acteurs, ce qui « *permet à l'analyste de construire avec ces acteurs une nouvelle vision des contraintes et des objectifs par rapport auxquels ils opèrent* » (Hatchuel et Molet, 1986).

Ces dix dernières années, les études se sont concentrées sur l'adoption et l'appropriation des outils de gestion. Martin et Picceu (2007) ont montré l'évolution de l'appropriation des outils de gestion par les salariés et son effet sur l'action organisée. Ils rejoignent en cela les travaux de A. Hatchuel et H. Molet (1986) : l'outil n'est pas simplement un artefact conceptuel ou matériel, c'est aussi un processus qui participe à définir les modalités de l'être ensemble dans l'action collective. S. Chalayer Rouchon et al. ((2006) soulignent alors l'influence des facteurs organisationnels et stratégiques pour l'appropriation des outils comptables et financiers, qui deviennent un outil de pouvoir, d'adhésion, de légitimation et de communication : « *Les outils comptables et financiers sont désormais considérés comme le résultat de la confrontation d'acteurs, d'enjeux stratégiques animant les organisations et les acteurs eux-mêmes. Ils trouvent leur origine dans les jeux sociaux qui animent leur construction même si la rationalité est toujours mise en avant pour justifier leur mise en œuvre concrète : c'est une autre rationalité qui apparaît, fruit d'interactions, d'appropriations, de dynamiques diverses d'acteurs individuels ou collectifs.* ».

Pour conclure, toutes ces approches s'ancrent dans une critique de la rationalité instrumentale : la question de recherche n'est pas celle de la conception d'outils efficaces, axiologiquement neutres, mais, au contraire, celle des effets induits – et souvent inattendus - des instruments sur les dynamiques d'action collective. Derrière la rationalité apparente des organisations, ces travaux s'attachent à comprendre les règles tacites imposées par les instruments de gestion, leurs significations en termes de pouvoir et de diffusion de modèles cognitifs (Maugeri, 2001). Les différents travaux accordent plus ou moins de passivité ou d'activité à l'utilisateur dans le processus qui mène à la mise en œuvre des outils de gestion et donc à l'importance des interactions entre acteurs autour de l'outil. Désormais, les outils de gestion sont de plus en plus étudiés comme le résultat de la confrontation d'acteurs, d'interactions et de dynamiques d'appropriation diverses. Considérer les

indicateurs comme des outils de gestion permet d'introduire l'idée qu'ils induisent des effets sur le système d'action à l'œuvre, qu'ils peuvent être des moteurs du changement de ce système et que les interactions entre acteurs et indicateurs peuvent influencer ce changement.

2.2 Les indicateurs comme instruments d'action publique pour analyser les mutations de l'action publique

Les sciences politiques se sont intéressées aux indicateurs comme analyseur du changement dans l'action publique. Jusqu'aux années 2000, la question du choix des instruments pour l'action publique était en général présentée de manière fonctionnaliste, c'est-à-dire comme relevant de simples choix techniques. S'appuyant sur une tradition d'étude par les instruments de l'action publique et de l'État, développée notamment par M. Weber, M. Foucault, et A. Desrosière, P. Lascoumes, P. Legalès, C. Halpern et leurs collaborateurs ont pour projet de replacer les instruments au cœur de l'analyse du changement dans les politiques publiques.

Ils définissent alors l'instrumentation de l'action publique comme: *« l'ensemble des problèmes posés par le choix et l'usage des outils (des techniques, des moyens d'opérer, des dispositifs) qui permettent de matérialiser et d'opérationnaliser l'action gouvernementale. Il s'agit non seulement de comprendre les raisons qui poussent à retenir tel instrument plutôt que tel autre, mais d'envisager également les effets produits par ces choix. »* (P. Lascoumes et P. Legalès, 2004). C'est en quelque sorte un travail de déconstruction de l'action publique via les instruments pour aborder des dimensions peu visibles autrement. Ils étudient donc un instrument comme un *« dispositif technique à vocation générique porteur d'une conception concrète du rapport politique/société et soutenu par une conception de la régulation »*. Contrairement à d'autres auteurs, notamment ceux issus des sciences de gestion, ils font une différence entre l'instrument (un type d'institution sociale), la technique (un dispositif concret opérationnalisant l'instrument), et l'outil (un micro dispositif au sein d'une technique).

Ils montrent que l'instrumentation de l'action publique est révélatrice d'une théorisation plus ou moins explicite du rapport entre gouvernants et gouvernés. *« Chaque instrument étant un condensé de savoir sur le pouvoir social et les façons de l'exercer. L'approche technique ou fonctionnaliste des instruments dissimule alors les enjeux politiques »* (Lascoumes, Le Galès, 2005). Afin de préciser la place des instruments dans les technologies de gouvernement, ils ont ainsi proposé d'en différencier les formes et de distinguer cinq grands modèles (Tableau 1).

Tableau 1 : Cinq modèles d'instruments d'action publique, issus de Lascoumes et Le Galès (2005), et Halpern et al. (2004).

Type d'instrument	Type de rapport politique	Type de légitimité
Législatif et	Etat tuteur du social	Imposition d'un intérêt général par des

réglementaire		représentants mandatés élus ou des hauts fonctionnaires
Economique et fiscal	Etat producteur de richesse, Etat redistributeur	Recherche d'une utilité collective, Efficacité sociale et économique
Conventionnel et incitatif	Etat mobilisateur	Recherche d'engagement direct
Informatif et Communicationnel	Démocratie du public	Explicitation des décisions et responsabilisation des acteurs
Normes et standards, Best practices	Ajustements au sein de la société civile, Mécanismes de concurrence	Mixte : scientifico-technique et démocratiquement négociée et/ou concurrence, pression des mécanismes de marché

Par ailleurs, ils mettent en évidence que les instruments à l'œuvre ne sont pas des dispositifs neutres, qu'ils produisent des effets spécifiques indépendants des objectifs poursuivis et qu'ils structurent, selon leur logique propre, l'action publique. Ces résultats sont assez proches et complémentaires de l'école des outils de gestion présentée précédemment (Halpern et al., 2014). De plus ils distinguent trois effets des instruments : (1) l'instrument crée des effets d'inertie qui rendent possible une résistance à des pressions extérieures, (2) l'instrument est également producteur d'une représentation spécifique de l'enjeu qu'il traite, (3) l'instrument induit une problématisation particulière de l'enjeu dans la mesure où il hiérarchise des variables et peut aller jusqu'à induire un système explicatif (Lascoumes et Legalès, 2005).

Un des intérêts majeurs de ces travaux vis à vis de notre problématique et de notre hypothèse de départ sur la nécessité de prendre en compte l'ensemble de la situation de gestion (cf. introduction), est que l'ensemble de ces auteurs insistent sur la nécessité de la contextualisation de l'instrument et notamment des rapports de force passés et présents : « *Un programme public est le plus souvent relié à d'autres et surtout les acteurs concernés sont fréquemment en interactions sur d'autres enjeux. [...] Il est indispensable de réaliser une cartographie de l'état des rapports de force locaux qui permettent de comprendre quels sont les acteurs en présence et quelles sont leurs ressources.* » (Lascoumes et Legalès, 2005). Le système d'action actuel influence la construction des indicateurs, comme nous le reverrons notamment dans l'analyse des cas où les rapports de forces passés et présents seront fondamentaux pour comprendre les succès ou échecs de certains indicateurs. Ces auteurs se servent des instruments comme forme condensée de savoir sur le pouvoir social et les façons de l'exercer pour analyser les changements à l'œuvre du système d'action.

2.3 Les indicateurs comme armes stratégiques pour observer les modifications de relations de pouvoir

B. Bernard (2006) a mobilisé la sociologie des organisations pour étudier des indicateurs en

milieu forestier, et notamment pour se poser la question de la contribution des indicateurs aux stratégies des acteurs. Dans son ouvrage « *Quand les forestiers se mesurent* » (Bernard, 2006), il aborde les systèmes d'action dans lesquels s'inscrivent les indicateurs à l'aune de deux approches : l'analyse stratégique (Crozier, Friedberg, 1977) et le concept de « cadrage-débordement » (Callon, 1999). L'analyse stratégique met l'accent sur les relations d'interdépendances qui se nouent entre acteurs d'un même système, en vue d'un objectif donné : « *Insistant sur l'intensité des difficultés de l'action collective, cette lecture fait intervenir conjointement les acteurs et les systèmes qui les entourent, les premiers jouant sur les seconds pour accomplir leurs objectifs.* » (Bernard, 2006). Toutefois, d'après B. Bernard (2008), souligner les contingences et les incertitudes, les relations de pouvoir et les règles du jeu n'est pas suffisant pour comprendre la mobilisation des acteurs autour des indicateurs. En effet, avec une telle analyse le chercheur a tendance à évacuer les cadres de l'action définissant le possible et l'admissible et surtout le changement de ces cadres. Si l'on entreprend de comprendre les stratégies des acteurs, il est alors nécessaire d'analyser l'articulation entre ces stratégies et les cadres, c'est-à-dire les schémas cognitifs, dans lesquels elles se forment (March, Olsen, 1989). « *Ces cadres de l'action, sans être des déterminants inéluctables limitent les stratégies, formatent les pratiques, activent des ressources légitimes* » (Bernard 2006). Pour B. Bernard, la stratégie suppose alors le cadrage et il complète l'approche stratégique par le concept de « cadrage-débordement » proposé par M. Callon (1999). « *Les « cadrages » ne désignent pas uniquement la clôture des jeux et des interactions et portent en eux des opportunités de « débordement », de changement. Le cadrage est donc à la fois ce par quoi l'inattendu se produit et ce par quoi le semblable se reproduit.* » (Bernard, 2006).

B. Bernard met en exergue les potentialités stratégiques induites par ces instruments de gestion que sont les indicateurs forestiers, en tentant de « *renverser la relation classique entre indicateur et prescription des comportements* » (Bernard, 2006). Il inscrit alors les indicateurs comme faisant partie d'un système d'action, par lequel il n'y a pas que prescription des comportements par les indicateurs comme dans la plupart des approches classiques. Pour B. Bernard, les indicateurs sont des outils d'engagement pour rendre l'action possible. L'émergence d'indicateurs de gestion signifie pour les acteurs le partage d'une direction commune vers un résultat ainsi que l'adoption des pratiques et des idées nécessaires à son aboutissement : « *Les acteurs s'engagent à la fois à atteindre l'objectif inscrit dans un indicateur et s'engagent dans la ligne directrice tracée par ces instruments* » (Bernard, 2008). Il montre que l'indicateur peut devenir une « *arme stratégique, permettant de déstabiliser les relations de pouvoir devenues défavorables aux hommes des forêts et de reconquérir la main dans les nouveaux jeux.* ».

Puisque nous cherchons à comprendre comment les acteurs peuvent se servir des indicateurs pour porter efficacement des actions en faveur de la biodiversité, cette approche stratégique nous

paraît fondamentale. Cependant, dans les travaux sur l'analyse stratégique tels que développés par M. Crozier et E. Friedberg (1977) et en partie repris par B. Bernard, l'objectif des acteurs est d'améliorer leur propre situation dans le système d'action. Nous partons du principe qu'il y a des acteurs qui ont aussi des intentions sur l'ensemble du système d'action pour une meilleure prise en compte de la préservation de la biodiversité (cf. introduction). Nous nous interrogeons sur la nature de l'engagement des acteurs et sur l'efficacité de l'action basée sur des indicateurs comme arme stratégique pour les acteurs cherchant à améliorer l'état de la biodiversité.

Conclusion du Chapitre 1

Les travaux des auteurs en sociologie présentés ici nous ont permis de nous équiper de concepts pour décrire la trajectoire des indicateurs au cœur de relations entre humains et non humains. Souvent issu d'une minorité, c'est-à-dire de quelques concepteurs, l'indicateur ne sera adopté que s'il trouve suffisamment d'alliés et réussit à les enrôler, via des étapes de traduction, de négociation, et la réalisation de compromis. Ces concepts permettent de souligner la potentialité de ces outils à s'instituer et à constituer et stabiliser des réseaux d'acteurs humains et non humains.

La deuxième série de travaux que nous avons présentée converge vers l'idée que la construction d'indicateurs est influencée par des jeux de pouvoir liés à un système d'action donné. Mais qu'elles parlent d'instrument, d'outil ou de dispositif, toutes ces approches reposent sur l'idée que les indicateurs ont aussi des effets sur le système d'action. La construction d'indicateurs est contrainte par le système d'action, tout en ayant la possibilité de modifier ce système. Les auteurs que nous avons présentés se servent de ces résultats pour analyser les effets induits désirés ou non des outils, et pour entrer dans l'analyse des organisations et systèmes d'actions auxquels ils appartiennent. Se plaçant du point de vue des acteurs qui cherchent à modifier ces situations de gestion en place pour une meilleure prise en compte de la biodiversité, nous choisissons comme point de départ cette littérature qui réinscrit les indicateurs dans des systèmes d'action. Comment les acteurs peuvent-ils alors tirer partie des indicateurs pour modifier le système d'action, tout en étant conscients des limites données par le système d'action actuel ?

Chapitre 2 : Une analyse stratégique de la contribution des indicateurs à une action efficace

Entre connaissances en écologie et actions de conservation, qu'apporte le détour par les indicateurs de biodiversité pour les acteurs qui portent une préoccupation environnementale ? Cette problématique centre de fait notre étude sur une analyse de l'efficacité de l'action et plus particulièrement de l'action de changement environnemental. De plus nous avons choisi de ne pas évaluer de manière générale l'efficacité des politiques publiques, mais d'évaluer plutôt l'efficacité des indicateurs dans le cadre de stratégies d'acteurs ayant une intention de changement en faveur de la biodiversité. Ce chapitre est l'occasion d'explicitier notre perspective de recherche : ses implications théoriques et méthodologiques mais aussi comment elle entre en discussion avec d'autres travaux centrés sur l'efficacité de l'action, et relevant plus particulièrement de l'analyse stratégique.

Dans une première section nous redéfinissons plus précisément notre problématique, et notamment le cœur de notre analyse : l'efficacité environnementale de l'action. Nous explicitons comment nous avons été amenée à articuler différents points de vue, ayant parfois un regard externe sur l'ensemble de la situation et parfois un regard centré sur l'action des acteurs ayant une préoccupation environnementale. Dans cette section, nous prenons aussi le temps de définir précisément notre objet d'étude, c'est-à-dire notre manière d'observer les indicateurs comme outils à visée informative et évaluative. Dans un second temps, nous puisons dans le champ de recherche en analyse stratégique et notamment dans l'Analyse Stratégique de la Gestion Environnementale un certain nombre de résultats utiles comme point de départ. Dans la section 3, nous expliquons la manière dont nous avons décidé de mener cette analyse stratégique : l'organisation de l'ensemble de ce travail de thèse, basé sur des études de cas.

1 Les IB comme outils à visée informative et évaluative pour contribuer à une action efficace

Un constat initial de déception sur les indicateurs a suscité nos interrogations sur la contribution des indicateurs à la connaissance et à l'action des acteurs porteurs d'une préoccupation environnementale (cf. introduction). Il nous faut maintenant traduire ce souci observé en problématique de recherche. Présentons ici les éléments qui fondent la spécificité de notre problématique et qui ancrent de fait notre travail dans l'analyse stratégique de la gestion environnementale.

1.1 Notre préoccupation intellectuelle : quelle est la contribution des indicateurs à une action efficace des acteurs porteurs d'une préoccupation environnementale ?

La plupart des approches présentées dans le chapitre 1 sont centrées sur les indicateurs comme analyseurs d'autres phénomènes : des rapports de pouvoir (M. Foucault), des conceptions de l'action publique (P. Lascoumes et P. Legalès), de la diffusion d'innovations (M. Callon, B. Latour), ou encore des fonctionnements organisationnels (J.C. Moisdon). Or notre objectif principal n'est pas uniquement de décrire les effets des indicateurs sur le système d'action ou de décrypter le système d'action par les indicateurs qu'il contient, mais de mieux équiper le raisonnement stratégique des acteurs qui ont pour objectif de préserver la biodiversité. Nous allons donc décentrer notre raisonnement sur les indicateurs, pour nous re-centrer sur les stratégies des acteurs qui les mobilisent et la manière dont les indicateurs sont intégrés à ces stratégies pour faire changer le système d'action.

1.1.1 Étudier les indicateurs en se focalisant sur les acteurs porteurs d'une préoccupation environnementale et sur leurs stratégies

Une phase d'analyse de l'ensemble du système d'action à l'œuvre est nécessaire, mais si nous voulons aller plus loin et aider les acteurs à le changer, nous devons revenir à la réflexion stratégique spécifique des acteurs, comme le suggèrent M. Crozier et E. Friedberg (1977) : *« reprendre le problème du point de vue de l'acteur, auteur arbitraire du changement, et non plus du point de vue de son contexte systémique qui est à la fois l'objet de l'action et sa contrainte fondamentale »*. Le rôle du chercheur est alors de souligner les contraintes auxquelles l'acteur est soumis, sa liberté et les ressources que ces contraintes laissent. Pour le chercheur cette réflexion se développe avec une visée d'action : *« la réflexion sur la stratégie, en effet, même si elle n'oblige pas tout de suite nécessairement à un choix de finalité, ne peut plus être seulement une réflexion de type analytique. Elle force l'analyste, en prenant la place de l'acteur, à changer de perspective et à proposer des modèles de choix. »* (Crozier et Friedberg, 1977). Dans *« l'acteur et le système »* M. Crozier et E. Friedberg choisissent temporairement comme héros le *« responsable auquel la société donne la mission et le droit légitime d'agir pour orienter le système d'action dont il a la charge »*. Ayant fait le choix de prendre comme perspective l'efficacité environnementale des IB, nous avons logiquement adopté comme point d'entrée de l'analyse les acteurs qui sont porteurs de cette perspective : les acteurs porteurs d'une préoccupation environnementale, que nous appellerons aussi « acteurs d'environnement » ou « AE ». Il faudra alors *« apporter une attention centrale aux acteurs qui ont pour mission principale de provoquer des changements appropriés de la gestion effective de l'objet écologique : ce sont les « acteurs d'environnement », opérateurs de la gestion intentionnelle »* (Guillet, 2011). Notre préoccupation est ainsi plus proche de certains acteurs, ce qui explique la lecture asymétrique que nous prenons par

moments. Dans cette thèse nous avons deux axes permanents de lecture : d'une part une analyse du point de vue de l'ensemble du jeu d'acteurs à l'aide des approches présentées dans le chapitre 1, et d'autre part une analyse stratégique pour l'acteur qui porte une préoccupation de préservation de la biodiversité.

La recherche ainsi menée est à destination de l'ensemble des acteurs concepteurs et utilisateurs d'IB et porteurs d'une préoccupation environnementale. Ceux-ci ne sont pas commanditaires en tant que tels de l'étude (nous ne sommes pas dans de la recherche-intervention au sens classique donné par David et al. (2008)), mais il y a un réel attendu de la part des acteurs partenaires et favorables à cette démarche, en particulier du Service du Patrimoine Naturel au MNHN dont le directeur est membre du comité de thèse. L'un des moments clés de cette recherche pour l'action a été les « restitutions-discussions » sur chaque cas, réalisées à la fois lors du comité de thèse (juin 2013 et février 2015) mais aussi lors de second entretien avec certains acteurs des cas, lors d'entretiens avec des acteurs ayant une vision plus générique des politiques publiques de biodiversité en France (acteurs du ministère, d'organismes publics de préservation de l'environnement, chercheurs....) ou enfin lors de restitutions-descriptions avec quelques acteurs clés sur les cas d'études. Ces discussions ont permis de susciter la réflexivité des acteurs rencontrés à partir de nos résultats de recherche, mais aussi de tester nos résultats et la manière de les présenter pour susciter cette réflexivité.

1.1.2 Étudier les indicateurs en se centrant sur l'efficacité de l'action

Nous partons d'une situation donnée, et d'acteurs ayant une volonté de changer la manière dont est prise en compte la biodiversité, et nous nous demandons comment l'indicateur contribue à leur stratégie, et comment rendre l'action de ces acteurs plus efficace sur le plan environnemental. Nous faisons l'hypothèse que les indicateurs sont un des éléments de l'action efficace, et qu'ils peuvent aussi rendre l'action inefficace voire avoir un effet contraire à celui attendu selon la manière dont les acteurs les intègrent à leur stratégie. Il nous faut donc être capables de parler de l'insertion de l'outil dans une stratégie, de la notion d'efficacité de l'action stratégique, mais aussi des potentialités des indicateurs au sein de cette action efficace.

Contribution des indicateurs à la concrétisation de la capacité d'agir des acteurs

Pour interroger la contribution des indicateurs à l'efficacité de l'action des acteurs, nous sommes appuyés sur des travaux qui analysent le lien entre les instruments, les acteurs et la capacité des acteurs, notamment en psychologie et en ergonomie. C. Gouédard et P. Rabardel (2012) différencient ainsi la capacité d'agir (liée aux compétences, aux instruments et à l'ensemble des ressources développées comme moyen potentiellement opératifs) et le pouvoir d'agir (dépend des

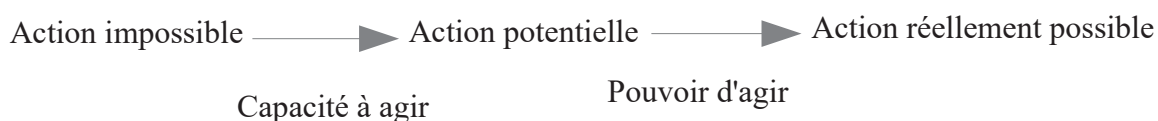
conditions externes et internes au sujet, qui sont réunies à un moment particulier) (Encadré 1). L'instrument, les compétences et les ressources sont développés par l'acteur pour former les composantes structurelles de ses capacités et de son pouvoir d'agir (Rabardel, 2007).

Encadré 1 : Le pouvoir d'agir, d'après C. Gouédard et P. Rabardel (2012).

- « « La **capacité** d'agir » est liée aux compétences, aux instruments et à l'ensemble des ressources développées comme moyens potentiellement opératifs dans le monde où ils peuvent être mobilisés et mis en œuvre par les sujets. La capacité d'agir n'est pas une capacité en général, mais une capacité à faire quelque chose, à faire advenir quelque chose dans l'espace des situations et des classes de situations correspondant à un ensemble significatif pour le sujet, par exemple un domaine d'activité professionnelle ou de vie quotidienne. Elle dépend des régularités spécifiques du ou des domaines d'activité auxquels elle correspond. »
- « Le **pouvoir** d'agir » dépend des conditions externes et internes au sujet, qui sont réunies à un moment particulier, comme l'état fonctionnel du sujet, les artefacts et ressources disponibles, les occasions d'intervention, etc. »

Le pouvoir d'agir d'un acteur est situé dans un rapport singulier au monde réel, rapport qui actualise et réalise la capacité d'agir en transformant les potentialités en pouvoir : « le développement de la « capacité de faire » fait passer, pour le sujet, des actions du domaine de l'impossible à celui du potentiellement possible. Tandis que l'augmentation du « pouvoir de faire » fait passer du potentiellement possible au réellement ou effectivement possible » (Rabardel dans Lorino, Teulier, 2005) A l'aide de ces quelques éléments issus de l'approche instrumentale de P. Rabardel, nous proposons notre propre lecture simplifiée, du passage d'une action impossible à une action possible pour les acteurs (Encadré 2).

Encadré 2: capacité et pouvoir d'agir (adapté de P. Rabardel)



Si les concepts de pouvoir d'agir et de capacité d'agir sont des attributs des acteurs, les indicateurs en tant qu'instruments peuvent eux contenir des potentialités d'action et de connaissance. Les concepts proposés par P. Rabardel soulignent que l'indicateur n'a pas de capacité d'action en lui-même mais en confère aux acteurs.

Contribution des indicateurs à l'efficacité de l'action via l'acquisition de connaissances

Notre questionnaire est organisé autour de la contribution des IB à l'action mais aussi à la connaissance. Nous partons du principe que l'objectif de certains acteurs est non seulement un objectif d'action mais aussi un objectif de connaissance : via l'indicateur les acteurs cherchent à mieux

connaître un objet écologique, acquérir de l'information et l'interpréter. Nous ne préjugeons pas de l'objectif dans lequel ils le font : par passion (collection), par intérêt personnel ou organisationnel (publications scientifiques, notoriété...), ou par volonté d'agir ultérieurement sur l'objet écologique. Ces deux objectifs de connaissances et d'actions sont interdépendants, la connaissance agissant sur la capacité d'action et le pouvoir d'action des acteurs, mais leur capacité et pouvoir d'action pouvant aussi influencer la connaissance acquise. La connaissance peut être abordée selon deux perspectives : (1) la connaissance en tant que résultat de l'action des indicateurs (l'indicateur influence la connaissance acquise par l'ensemble de la société sur la biodiversité) ; (2) la connaissance des acteurs porteurs d'une préoccupation environnementale en tant qu'élément de pouvoir (relation classique savoir-pouvoir issue des travaux de M. Foucault). Pour la clarté de l'analyse nous traiterons pour l'instant l'objectif de connaissance comme un objectif indépendant de celui d'action, un objectif nommé « de connaissance de l'objet écologique ». Nous supposerons qu'il y a deux objectifs portés par les acteurs en parallèle, un objectif de connaissance et un objectif d'action environnementale. L'un des apports de cette thèse sera par la suite de s'interroger sur cette interdépendance, sur ses conséquences sur les indicateurs et sur les acteurs portant ces objectifs : s'agit-il des mêmes acteurs ? Comment peuvent-ils avoir à la fois une stratégie d'action et de connaissance ? Les deux objectifs sont-ils portés par des stratégies synergiques ou peut-il y avoir des stratégies antagonistes ?

Conclusion de la section 1.1

Pour nous interroger sur la contribution des indicateurs à la préservation de la biodiversité, nous partons de l'hypothèse qu'au cœur de l'action efficace certains acteurs portent les préoccupations environnementales. Au lieu de nous centrer uniquement sur les indicateurs, nous allons donc décentrer notre analyse en nous focalisant sur ces acteurs ayant des préoccupations environnementales et sur la notion d'action efficace en faveur de l'environnement. De plus, nous partons de l'idée que c'est l'insertion des indicateurs dans un système de gestion qui pose problème, et plus particulièrement, dans une perspective normative, leur intégration dans des stratégies d'action efficaces.

1.2 Notre objet d'étude : les indicateurs comme outils à visée informative et évaluative

Qu'est ce qu'un indicateur ? Qu'est ce qui fait qu'ils peuvent contribuer à la connaissance et l'action en faveur de l'environnement ? En écologie, nombreux sont ceux qui considèrent que les indicateurs sont avant tout des mesures qui caractérisent l'état d'un écosystème ou de l'un de ses composants (Jackson et al., 2000 ; Niemi, McDonald, 2004 ; Heink, Kowarik, 2010). Pour d'autres, la force de l'indicateur provient justement de sa capacité à remplacer une mesure en fournissant « une évaluation

indirecte d'un phénomène qu'il est trop coûteux de vouloir mesurer directement. Il admet donc des espaces d'incertitude que la mesure ne tolère pas » (Levrel et al., 2007). Dans cette optique, les indicateurs sont alors fortement utiles pour évaluer des concepts flous difficiles à mesurer tels que la biodiversité : « *La biodiversité est un objet complexe, polymorphe et controversé pour lequel il n'est pas aisé de proposer une mesure. Il est en revanche admis que l'on puisse fournir des indicateurs de biodiversité qui représentent une image approximative de sa réalité.* » (Levrel et al., 2010). Plus généralement, il est communément admis que les indicateurs dérivent de mesures (Niemi et McDonald 2004) mais que n'importe quelle mesure n'est pas nécessairement un indicateur. Pour qu'une mesure devienne un indicateur, elle doit passer une épreuve de sélection. Les indicateurs se définissent par le fait qu'ils sont désignés comme tels par les acteurs, notamment grâce à certaines de leurs propriétés de représentation, de communication ou encore de contrôle (Gudmundsson et al., 2009). Reprenons quelques travaux existants sur les indicateurs et essayons de définir comment analyser leur contribution à l'efficacité de l'action environnementale, partant du principe que « *chaque appellation, chaque définition est liée à un parcours de recherche ; elle est une prise de position par rapport au champ* » (Chiapello et Gilbert, 2014).

1.2.1 La visée informative des indicateurs : créer de l'information d'intérêt à partir d'autres informations

Une simplification et sélection d'informations afin de créer de l'information supplémentaire : une visée informative

De manière caricaturale, pour caractériser un objet écologique, la tendance sera soit à la multiplication des informations exhaustives ce qui est plus communément appelé une base de données ou un système d'information, soit à la simplification ou à la sélection des informations en utilisant ce qu'on appelle alors un indicateur. L'intérêt premier d'un indicateur est d'apporter une simplification parmi la quantité d'informations disponibles (Jackson et al., 2000 ; Niemeijer, 2002). Cette simplification a pour visée d'apporter une information représentative de l'ensemble des autres : « *a sign or signal that relays a complex message, potentially from numerous sources, in a simplified and useful manner* » (Jackson et al. 2000). Elle se fait à la fois par condensation de l'information, notamment en fonction des destinataires potentiels de l'indicateur (Bouni, 1998) et par sélection, c'est « *un nombre sélectionné à partir d'une base de données plus importante qui a une signification synthétique et un but spécifique* » ou autrement dit « *a way to reduce a large quantity of data to its simplest form, retaining essential meaning for the questions that are being asked* » (Ott, 1978).

Si un indicateur est le résultat d'une combinaison d'informations, il est aussi lui même une forme d'information et peut à ce titre être utilisé pour produire d'autres indicateurs. Certains choisissent de nommer ces indicateurs composites ou des indices, mais dans cette thèse nous n'avons

pas fait cette distinction de vocabulaire. Quelle serait la « meilleure » façon d'organiser les indicateurs : faire des listes d'indicateurs, ou plutôt des systèmes d'indicateurs, ou des indicateurs composites, constitués de plusieurs indicateurs ? Concernant la biodiversité, les trois options sont peut-être observées : des listes, des indicateurs composites (ecological footprint, indice planète vivante, indice de Shannon et Simpson...) mais aussi des systèmes d'indicateurs (Couvét, Jiguet, Julliard, Levrel, 2007 ; Couvet, Jiguet, Julliard, Levrel, et al., 2007 ; Niemeijer, de Groot, 2008). La manière dont les indicateurs doivent être agrégés ou agencés entre eux soulève encore de nombreuses questions (Heink, Kowarik, 2010). Sur les indicateurs composites, P-M. Boulanger (2004) se demande par exemple : « *Faut-il attribuer le même poids à tous les critères pour constituer l'indice ou faut-il leur attribuer des poids différents, et si oui, comment ? Quel est le rapport entre l'indice et les indicateurs ? S'agit-il d'une somme, d'un produit, de quelque chose de plus compliqué ?* ». Le problème majeur avec les indicateurs composites est qu'il faut souvent pouvoir les désagréger pour pouvoir les interpréter (Levrel, 2006). De même, pour les systèmes d'indicateurs, T. Bauler (2007) relève que ce qui pose souvent problème, ce sont les relations causes-effets qui sont sous-entendues et que ces modèles tendent à masquer. Il est difficile de faire rentrer des indicateurs dans des cases et la valeur ajoutée de ces modèles qui compliquent la construction des indicateurs n'est pas évidente.

Une visée informative passant par la création d'informations supplémentaires

La simplification des informations via les indicateurs a une visée essentielle : donner de nouvelles informations en créant de la lisibilité parmi un jeu de données (ce que nous avons appelé une « visée informative »). Le fait même de synthétiser les informations permet alors d'en produire de nouvelles (Bauler, 2007) et de décrire une variable qui n'est pas observable directement (Boulanger, 2004). un indicateur crée de l'information en rendant perceptible une réalité qui ne l'était pas avant : « A. Adriaanse (1993) s'appuie sur l'étymologie du mot "indicateur" pour préciser qu'il a pour rôle d'annoncer, de faire remarquer, de révéler ou encore de notifier des phénomènes. Ainsi, si l'indicateur se nourrit d'informations, il a la propriété de créer lui-même de l'information en rendant perceptibles certains mécanismes ou relations qui ne l'étaient pas auparavant. Il apporte donc un sens nouveau à l'observation directe des flux ou des stocks dont il est issu. » (Bouni, 1998). Par exemple si nous reprenons l'indicateur d'évolution d'abondance des oiseaux communs, issu du programme STOC et présenté en introduction de cette thèse, il apporte des informations sur l'évolution de l'abondance des oiseaux, mais il peut aussi être présenté de manière à montrer l'évolution de l'abondance en fonction des types de milieux : espèces forestières, agricoles, ou généralistes (Couvét et al. 2004, Levrel 2006). Deux caractéristiques qui influent sur la qualité de cette visée informative de l'indicateur : « (1) *l'indicateur doit être représentatif d'un phénomène particulier, ce qui lui confère le rôle de témoin*, (2) *il doit répercuter les évolutions du phénomène considéré, dès que celles-ci apparaissent* » (Bouni, 1998).

Une visée informative qui peut aussi bien être quantitative que qualitative

Assez rapidement dans notre tour d'horizon de ce qu'est un indicateur, nous nous sommes aperçue que pour beaucoup d'enquêtés, un indicateur est quantitatif. Il se rapporte alors à une mesure, à un moyen de quantifier. La quantification est une des étapes fondamentales de leur construction, engendrant bien des débats et ayant fait l'objet d'une théorisation approfondie par A. Desrosières (2003). Il distingue trois étapes de construction des indicateurs et plus spécifiquement des statistiques, pas forcément isolées dans le temps ni indépendantes mais mobilisant des savoirs différents et permettant des bifurcations entre elles : la mise en nombres, la mise en variables et la mise en modèles. Dans son approche, le passage par les nombres est essentiel, comme pour A. Adriense (1993), cité par Bouni (1998): « *Un indicateur simplifie pour les rendre quantifiables des phénomènes complexes de sorte que la communication soit possible ou encouragée* ».

Cependant, nous considérons qu'un indicateur n'est pas nécessairement un objet quantitatif. À sa manière, un feu rouge est une forme d'indicateur. Et pourtant il transmet une information qui n'est pas sous une forme quantitative. « *An ecological indicator stands for a framework of parameters that indicates the current and/or designed ecological or nature quality of a certain area. This framework can be quantitative or qualitative and it can be aggregated (for example into one index) or not.* » (Turnhout, 2003). Par exemple, certaines espèces ou composants écologiques peuvent en eux-mêmes considérés être comme des indicateurs (Carignan et Villard, 2002 ; Franzle 2006 ; Patton 1987 ; McGeoch 1998 cités par Heink et Kowarik, 2010). Par exemple la présence d'oiseaux, de guêpes ou de mites sert d'indicateurs de biodiversité (Gregory et al. 2003; Gayubo et al., 2005; Gulvik 2007). La présence ou l'absence des certains nématodes (qui peut être quantifiée ou non) sert aussi d'indicateur d'état de santé du sol (Yeates, 2003). Et certaines structures sont aussi considérées comme des indicateurs d'autres phénomènes (débris de bois, présence d'œufs,...). La mise en nombre n'est par pour nous ce qui caractérise un indicateur.

1.2.2 La visée évaluative des indicateurs : interpréter la réalité au regard des valeurs et d'objectifs

Les indicateurs produisent une interprétation de la réalité en lien avec des valeurs et des objectifs

En permettant de sélectionner des informations en vue d'en produire de nouvelles un indicateur isole ainsi des aspects clés de l'objet écologique, qui sont considérés comme caractéristiques de l'objet et de son état. La façon même dont il effectue ces opérations de sélection implique des interprétations et jugements, même si le concepteur n'en n'est pas nécessairement conscient. T. Bauler (2007) formule ainsi une des définitions les plus complètes d'un indicateur de développement durable : « *Indicators for sustainable development provide an interpretation of the*

evolutions of stocks and/or flows in order to account for the human-environment interactions. Simplifying the complexity of reality, indicators are meant to participate to the self-generation of sustainable development by enhancing communication. Defined by technical, methodological and scientific conventions, the definition, selection and interpretation of indicators imply an articulation of scientific and societal values at various levels and depths. ».

Un indicateur repose sur une interprétation de la réalité, créant un lien indirect entre l'indicateur et la réalité qu'il est censé montrer. Cette dimension interprétative est présente dans tout indicateur : *« Always defined by conventions and values, an indicator renders an empirical interpretation of reality. »* (Zaccaï, Bauler, 2004). T. Bauler (2007) cite par exemple la mesure du bien être économique qui est influencée par notre compréhension des dynamiques entre différentes composantes mesurables du bien-être, mais aussi par des arrangements institutionnels entre les fournisseurs de données, et par l'interprétation sociale de ce qui constitue le bien-être. *« The 'societal' translation of reality into indicators will be largely determined by the value referents of the implied actors. »* (Bauler 2007).

L'étape d'interprétation indispensable aux indicateurs ne peut se faire indépendamment de valeurs et d'objectifs. Comme nous l'avons décrit précédemment, une des caractéristiques d'un indicateur est qu'il permet d'observer indirectement un aspect de la situation à partir d'observations directes. Le sens donné par l'indicateur à ces observations et les possibles difficultés d'interprétation dépendent à la fois d'une appréhension théorique du monde par les acteurs, c'est-à-dire d'une lecture particulière (Bauler, 2007 ; Bouleau, 2007), et de déterminants politiques (Bouni, 1998). Entrent alors dans la construction ou l'interprétation des indicateurs des questions de normes et d'objectifs : *« un indicateur est une statistique ou une mesure qui facilite l'interprétation et le jugement au sujet de la situation d'un élément du monde ou de la société en relation avec une norme ou un objectif. »* (Kerr, 1990).

Les indicateurs ont aussi une visée évaluative

Les travaux qui s'intéressent à la construction des indicateurs en lien avec leur utilisation ont permis de souligner que c'est l'utilisation de l'indicateur qui le fait devenir tel : *« Une variable devient un indicateur quand elle est utilisée par des acteurs dans le champ politique ou celui de la gestion »* (Bouleau, 2007). Mais à quoi sert un indicateur ? Parmi les définitions d'un indicateur, on retrouve une quasi-unanimité sur sa fonction : évaluer (D. Couvet dans (Barbault et al., 2004), (Dale, Beyeler, 2001 ; Niemi, McDonald, 2004 ; Davis et al., 2012). D. Couvet indique ainsi que *« La fonction générale d'un indicateur de biodiversité est d'évaluer l'état de santé de la biodiversité (sa visibilité, sa durabilité, sa résilience, sa productivité, etc.) »* (Couvet, 2005, dans Barbault et Chevassus). En anglais on retrouve

l'équivalent, « to assess » : « *Ecological indicators are primarily used either to assess the condition of the environment (e.g., an early-warning system) or to diagnose the cause of environmental change (Dale and Bayeler 2001).* » (Niemi et McDonald, 2004). Nous considérons qu'un objet à une visée évaluative si son interprétation doit permettre de porter un jugement sur l'adéquation entre la réalité et des objectifs ou des normes.

C. Bouni (1998) distingue alors quatre objectifs ou fonctions pour les indicateurs en s'appuyant sur les enseignements de divers travaux : i) la quantification de phénomènes complexes, ii) la simplification qui réduit le nombre de données à traiter, iii) la planification par l'identification des problèmes, leur évaluation ainsi que celle des résultats des politiques et la communication notamment sur l'émergence de problèmes nouveaux et iv) la mobilisation des acteurs concernés. Les deux premiers objectifs qu'il cite s'apparentent à « à la visée informative » que nous avons identifiée dans la sous section précédente, les deux derniers reposent sur la comparaison entre la réalité et des objectifs, ou des normes, donc ce que nous avons considéré comme une « visée évaluative ». Comme il le précise, et comme nous commençons à nous en apercevoir, ces fonctions « *ne doivent cependant pas être comprises comme indépendantes les unes des autres, et tout indicateur doit pouvoir les remplir simultanément* ». Les indicateurs ont donc à la fois une visée informative et évaluative.

T. Bauler (2007) a aussi cherché à répertorier les fonctions attribuées aux indicateurs de développement durable. Il en a trouvé une multitude : évaluation d'impacts, discrimination entre des hypothèses scientifiques, support d'apprentissage, suivi de performances de gestion, discrimination entre des alternatives politiques, information du public... T. Bauler remarque que cette liste d'usages réels ou attendus n'est pas pertinente pour discuter de ce qu'il nomme l'« usability » des indicateurs, par exemple pour identifier la signification exacte d'une fonction particulière, pour discuter de ces liens avec les situations de prises de décisions, ou pour élaborer des liens entre les rôles identifiés et l'utilisation des indicateurs en situation de décision. Au stade qui est le nôtre pour l'instant, il n'est pas utile d'entrer de manière abstraite dans les différents usages possibles d'un indicateur. Chacun des usages identifiés plus haut peut être en effet assimilé à la fonction « d'évaluation ». Pour l'instant, nous considérons que leur contribution à l'action en faveur de l'environnement réside dans la potentialité qu'ils offrent pour informer et évaluer l'état de la biodiversité.

Conclusion de la section 1.2

À l'issue de la vingtaine de définitions différentes examinées lors de cette thèse, il nous apparaît qu'il n'existe pas de définition univoque de ce qu'est un indicateur. Il s'agit toujours d'un ensemble très large d'objets (mesures, données, informations, substituts, etc.). La diversité des formes

que peut prendre un indicateur peut paraître un obstacle à une définition homogène. Il est difficile de définir un objet si protéiforme : « *Obviously, what is so harmoniously called « indicators for sustainable development » (ISD) cannot be related to a single well-defined object. The multitude of initiatives and perspectives referring to indicators in the context of sustainable development is rendering an ambiguous and heterogeneous picture of the object.* » (Bauler, 2007). Pourtant, plutôt que de nous attacher à recréer une définition consensuelle entre l'ensemble des définitions existantes, nous avons choisi d'avoir notre propre manière de les observer liée à notre problématique de recherche (à la manière de chaque approche théorique qui redéfinit la manière dont elle s'approprie son objet de travail comme nous l'avons observé dans le chapitre 1). Cette perspective est triple. Tout d'abord, si les indicateurs sont effectivement des outils aux formes multiples, aussi bien quantitatifs que qualitatifs, en revanche, ils appartiennent tous à la famille des outils. De plus, ils ont une visée informative en organisant l'information, en la condensant, et en la sélectionnant, pour proposer une information simplifiée et nouvelle. Enfin, cette réorganisation de l'information permet une interprétation de l'état d'un objet écologique, interprétation dépendante de normes et de valeurs. L'indicateur a donc aussi une visée évaluative. Dans la suite de cette thèse pour faciliter la rédaction et la lecture nous utiliserons le mot « indicateur » ou « outil » comme synonyme de « outil à visée informative et évaluative ».

2 L'analyse stratégique de la gestion de l'environnement (ASGE) : placer l'efficacité au cœur d'une démarche pour analyser l'action d'un acteur porteur de changement

Notre analyse des indicateurs est centrée sur l'efficacité de l'action à laquelle il contribue (section 1). Nous nous interrogeons donc sur l'atteinte des objectifs d'action qu'ont les acteurs porteurs d'une préoccupation environnementale. Il est alors nécessaire d'étudier les stratégies qu'ils mettent en œuvre et la contribution des indicateurs à ces stratégies, par exemple en modifiant les capacités et pouvoir d'action des acteurs ou en augmentant les connaissances disponibles sur l'état de la biodiversité. Un champ de recherche est déjà bien équipé pour se poser ce type de questions : l'analyse stratégique et plus particulièrement l'analyse stratégique de la gestion environnementale (Mermet et al. 2005). Cette approche a déjà fait l'objet d'un certain nombre de développements issus de thèses (F. Guillet, T. Leménager, M. Leroy, K. Belna, B. Labbouz), mais aussi de programmes de recherches au sein de plusieurs unités de recherche depuis 20 ans (Centre International de Recherche sur l'Environnement et le Développement, Groupe de Formation et de Recherche « Gestion Environnementale des Écosystèmes et Forêts Tropicales », Centre d'Ecologie et des Sciences de la Conservation...).

2.1 Des travaux affichant une visée normative et ayant une vision systémique des situations de gestion

Nous avons affiché une vision normative : la contribution des indicateurs à l'efficacité de l'action en faveur de la biodiversité. Une partie de notre équipement de recherche est emprunté à l'Analyse Stratégique de la Gestion de l'Environnement (Mermet et al., 2005 ; Leroy, 2006) car elle affiche le même souci d'efficacité de l'action en faveur de l'environnement, en reconnaissant qu'il est nécessaire d'« appuyer l'analyse du système d'action lié à un problème d'environnement sur une définition préalable, en termes écologiques, de l'objet environnemental à prendre en compte et des objectifs poursuivis » (Mermet et al. 2005). Si, d'une manière générale, l'objectif environnemental des acteurs que nous étudions est un objectif d'amélioration de l'état de la biodiversité prise dans son ensemble, l'objectif environnemental visé par les acteurs concevant ou utilisant des indicateurs peut être plus spécifique. Par exemple dans les listes rouges, l'objet écologique dont les acteurs visent à atteindre un meilleur état de conservation est constitué principalement des espèces menacées. F. Guillet (2011) explique que les Organisation non gouvernementales d'environnement (ONGE) formulent leurs objectifs environnementaux à partir de l'état des connaissances mais qu'elles sont aussi influencées par un contexte politique dans la manière dont elles fixent leur priorités, expriment et publicisent leur choix. Nous chercherons systématiquement à comprendre quel est l'objet écologique concerné par chaque indicateur, comment les acteurs ont choisi cet objet écologique, et si l'indicateur a réellement un potentiel pour améliorer l'état de cet objet écologique (cf. partie 2).

Dans des situations environnementale, L. Mermet et al. (2011) invitent à un cadrage de l'analyse stratégique en cinq temps :

- (1) séparer clairement la gestion de fait (la gestion effective) et les interventions en faveur de l'environnement (la gestion intentionnelle) ;
- (2) porter une attention particulière à ceux des acteurs dont la résolution du problème environnemental est la préoccupation principale ;
- (3) resituer clairement les autres acteurs dans les dynamiques des filières et secteurs d'activité qui structurent, de façon multi-échelles, l'exploitation des ressources ;
- (4) être attentif à la dimension adversative des stratégies environnementales (et anti-environnementales) ;
- (5) fonder l'analyse sur la définition claire, toujours en partie contingente, d'une préoccupation environnementale de référence.

L'ASGE repose sur une vision systémique des situations de gestion, qui trouve sa source dans l'analyse systémique largement répandue des années 70 et 80, notamment par M. Crozier et E.

Friedberg (1977), puis H. Mintzberg (1998) sur la structure et la dynamique des organisations. Pour M. Crozier et E. Friedberg, un système d'action ne peut être compris « *en dehors des conduites et de la pratique des acteurs qui lui donnent vie et à travers lesquelles ses contraintes structurelles sont actualisées* » (Friedberg, 1993). L'analyse de ces systèmes est donc centrée sur les acteurs et les interactions. Elle repose sur deux postulats : la zone d'autonomie et la rationalité limitée des acteurs. D'une part la marge d'action des acteurs est obtenue par la maîtrise d'une zone d'incertitude face à laquelle se trouvent les personnes avec qui l'acteur est en relation. D'autre part, les acteurs ne disposent pas, au contraire de certaines théories économiques, d'une rationalité parfaite. Ils agissent dans le périmètre d'une forme de rationalité limitée. M. Crozier et E. Friedberg (1977) pointent ainsi le caractère contingent et opportuniste du comportement humain. Cette perspective de recherche s'organise autour du concept de stratégie. La stratégie de l'acteur vise alors à améliorer sa situation : à maintenir et élargir sa marge de liberté, c'est-à-dire sa capacité à agir.

Quatre types d'applications ont déjà mobilisé cette approche : le diagnostic de problèmes environnementaux sur le terrain (Benhammou, Mermet, 2003 ; Leroy, 2006 ; Taravella, 2009) ; l'analyse de la prise en compte de l'environnement dans les entreprises (De Mombynes-Leménager, 2007) mais aussi dans les ONGE (Guillet 2011) ou encore dans des négociations internationales (Belna, 2015) et dans des prospectives mondiales (Labbouz, 2014); l'évaluation des politiques publiques (Leroy 2006); et la discussion critique de doctrines de gestion environnementale (Billé, 2004). Avec notre problématique spécifique sur les indicateurs et leur intégration dans les stratégies d'action des acteurs porteurs d'une préoccupation environnementale, nous participerons à l'élargissement de ce champ de recherche. Cette thèse est l'occasion de proposer de nouveaux développements sur la place des outils au sein des stratégies, sur l'articulation stratégique entre connaissance et action, et sur les acteurs porteurs d'un objectifs de connaissance en sus d'un objectif d'action en faveur de l'environnement.

2.2 Prendre au sérieux les intentions des acteurs

2.2.1 Acteurs d'environnement, acteurs régulateurs et acteurs sectoriels

Les travaux issus de l'ASGE ont distingué différents types d'acteurs en fonction des intentions qu'ils portent sur le système. Tout d'abord, les Acteurs d'Environnement (AE) sont les acteurs porteurs d'une intention de changement de la gestion effective de l'objet écologique (Mermet et al. 2005, 2011). Tous les acteurs ne partagent pas nécessairement cette préoccupation de préservation de la biodiversité : « *Si l'acteur d'environnement est fondé à intervenir comme acteur de changement sur la gestion effective, c'est que, pris ensemble et chacun pour son fait, les acteurs de celle-ci sont comptables de ses effets écologiques devant la partie du public que ces conséquences écologiques préoccupent. On se*

situe donc dans la perspective d'un « pluralisme des préoccupations », qui considère abusive l'exigence que la préoccupation environnementale soit partagée par tous, exigence souvent affichée (implicitement ou explicitement), comme condition de légitimité des revendications sur l'environnement ou comme préalable à l'action environnementale. » (Mermet et al. 2005).

Le concept d'acteur d'environnement n'est pas indépendant du système d'action. Il ne se définit pas par un statut ou un affichage environnemental et tous les acteurs impliqués dans un problème environnemental ne sont pas nécessairement des acteurs d'environnement. Les auteurs de ce concept (Mermet et al. 2005) lui donnent un sens plus étroit, lié à une intention de changement qu'ont les AE : « le ou les acteurs qui, dans une situation donnée, jouent effectivement (à la fois dans le discours et par leurs actions constatées), vis-à-vis des acteurs responsables des processus dommageables pour l'environnement ou des acteurs régulateurs (élus territoriaux, préfet, etc.), un rôle d'agent de changement en faveur de l'objectif environnemental pris en référence ». Différenciables par leur modes d'action, ces acteurs peuvent également l'être par les raisons qui motivent leur action mais tous convergent sur un point commun, leur objectif de faire changer le comportement d'autres acteurs pour qu'ils intègrent les préoccupations environnementales.

L'acteur d'environnement se trouve alors face à au moins deux autres acteurs conceptuels (Guillet, 2011). L'acteur sectoriel (AS) est celui qui agit selon des intérêts qui ne sont pas centrés sur les objectifs environnementaux de référence. Les actions qui en résultent sont plus ou moins compatibles avec les objectifs poursuivis par l'AE, mais l'AS reste celui envers lequel s'adresse généralement la pression de changement et qui doit être amené à intégrer l'environnement dans ses pratiques. L'acteur régulateur (AR) est celui qui a la charge de faire cohabiter les autres, régulant la dynamique « pression-intégration » de l'environnement. Son rôle est de « représenter un équilibre entre les différents acteurs et les différentes préoccupations de la société, et de traduire cet équilibre dans les faits par leur médiatisation ou leurs arbitrages » (Mermet, 1992). Généralement il n'est guère en position de faire évoluer nettement dans un sens ou dans l'autre les rapports de force entre les acteurs.

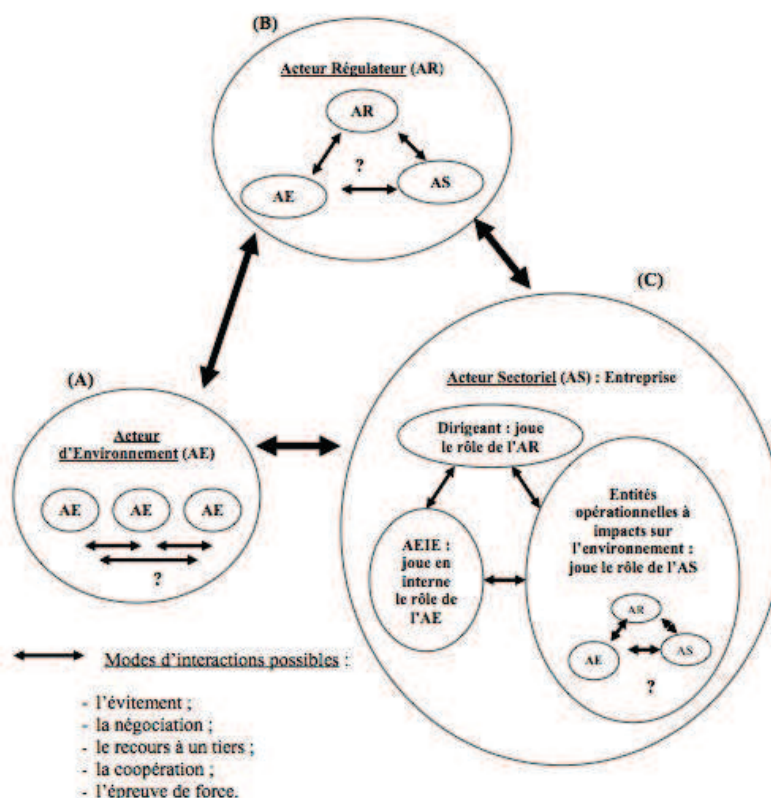


Illustration 1 : la gestion organisationnelle stratégique et efficace de la conflictualité propre à la confrontation entre environnement et entreprise (issu de De Mombynes-Leménager, 2007)

T. Leménager, dans sa thèse sur la filière hydroélectrique d'EDF, a proposé un modèle spécifique pour un acteur particulier de l'entreprise encore peu abordé dans la littérature et qui a pour mission d'intégrer l'environnement au sein de l'entreprise tout en cherchant à réduire les demandes environnementales externes (Illustration 1). Elle l'a dénommé « Acteur d'Entreprise, Intégrateur d'Environnement » (AEIE) et a montré son rôle déterminant quant aux pratiques environnementales d'une entreprise. L'AEIE a pour mission, d'une part de sensibiliser son entreprise à l'environnement et de l'orienter vers une acceptation partielle et stratégique de la prise en charge de cette thématique (l'AEIE joue en cela et uniquement en interne le rôle d'Acteur d'Environnement) et d'autre part, de faire tampon face aux revendications externes qu'il doit parvenir à minimiser et rationaliser afin de préserver l'activité de son entreprise (De Mombynes-Leménager, 2007). Dans sa thèse, T. Leménager a mis en évidence le dilemme spécifique au positionnement de l'AEIE : « L'AEIE devra en effet négocier de part et d'autre de la frontière de son entreprise mais s'il obtient trop d'un côté comparativement à l'autre, il risque alors de faillir à sa mission : s'il privilégie son entreprise, il perd alors sa casquette d'intégrateur d'environnement devenant un simple acteur industriel au même titre que les employés de son organisation et ne peut alors plus l'aider à gérer les conflits environnementaux auxquels elle est inévitablement confrontée du fait des impacts néfastes de son activité sur les systèmes écologiques. En revanche, si cet acteur cherche au contraire à protéger à tout prix l'environnement contre les agressions

de sa propre entreprise, il risque de se voir rapidement démettre de ses fonctions par sa hiérarchie supérieure » (De Mombynes-Leménager 2007). Pour mieux éclairer notre analyse des cas mais aussi pour contribuer au champ de l'ASGE, nous serons attentive à la possibilité théorique de généraliser le concept d'AEIE. Cette étude sur les indicateurs sera l'occasion de tester si ce concept est spécifique aux entreprises comme l'a étudié T. Leménager, ou s'il peut être pertinent pour étudier la stratégie de certains acteurs porteurs d'enjeux environnementaux au sein d'organisations portant des intérêts sectoriels mais qui ne soient pas des entreprises, par exemple des fédérations sectorielles, des syndicats, des organismes publics porteurs d'intérêts sectoriels...

T. Leménager suggère aussi de s'intéresser à ce qu'il se passe du côté des AR et des AE internes aux organismes régulateurs (Illustration 1), supposant par exemple que l'acteur régulateur est lui-même aussi soumis en interne à la tension conflictuelle propre à la confrontation entreprise-environnement : *« Si l'on considère L'État comme un acteur régulateur, il semble en effet assez logique qu'au niveau régional, la DRIRE et la DIREN auront une position différente sur un même sujet tout comme au niveau national, les ministères de l'industrie et de l'environnement. Plutôt que de mélanger les rôles, il se pourrait donc également que l'Acteur Régulateur ait lui aussi tout intérêt à assumer cette dimension de son activité et à s'organiser tout comme nous l'avons montré pour l'Acteur Sectoriel. »*. Nous intéressés à des systèmes d'action un peu différents de ceux de T. Leménager ou F. Guillet, nous allons analyser les logiques de mise en tension des différents objectifs des acteurs à l'échelle des organisations, entre organisations et à l'échelle de l'ensemble du système d'action (Tombois, 2014).

Ces trois acteurs peuvent se définir sur le plan fonctionnel, c'est-à-dire par le rôle joué par les acteurs : un AE est celui qui porte les questions d'environnement. Mais il est aussi possible de lire ce triptyque sur le plan structural c'est-à-dire dans une lecture topologique par les oppositions : un AE est celui qui s'oppose aux AS. Il existe une troisième lecture, sur le plan organisationnel : les organigrammes sont organisés en fonction des rôles fonctionnels mais aussi en pré-inscrivant les oppositions. S'il est fortement probable qu'une association de protection de la nature jouera un rôle d'AE sur la majorité des dossiers, ce n'est pas une évidence. Sur certains dossiers, elle peut chercher à pousser des enjeux sociaux qui ne sont pas tous synergiques avec les enjeux environnementaux. De même, un chargé de mission dans une Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement (DREAL) sur le plan organisationnel peut avoir à porter des enjeux environnementaux, mais son rôle ne sera pas nécessairement celui d'un AE, par exemple s'il s'agit d'un inspecteur des installations classées qui a pour fonction d'instruire des procédures et qui porte des enjeux de développement du territoire. Au sein d'une administration régulatrice, certains agents portent une ambition environnementale, et d'autres ont ce rôle d'AE du fait de leur position dans l'organigramme (par exemple en étant à la direction de l'environnement). Ces concepts permettent de proposer un

modèle de lecture des systèmes d'action, basé sur des relations triangulaires (cf. illustration 1). Nous mobiliserons ces concepts pour nous interroger sur les intentions des acteurs et leur position organisationnelle.

2.2.2 Intentions et stratégies des acteurs

Nous avons choisi de nous intéresser aux stratégies des acteurs et notamment de ceux ayant pour ambition de porter des objectifs environnementaux (que nous avons appelés AE). Il sera nécessaire d'identifier qui sont ces AE : les distinguer à partir de leurs intentions autant que leur stratégies. Mais nous n'aurons accès qu'à leurs discours et à leurs activités.

H. Mintzberg et J.A. Waters (1985) ont ainsi proposé de différencier deux types de stratégies, les stratégies délibérées et les stratégies émergentes : les stratégies peuvent aussi bien se former qu'être formulées. « *Une stratégie réalisée peut survenir en réponse à une situation changeante, ou elle peut être délibérément adoptée à travers un processus de formulation qui sera suivi par une réalisation. Mais lorsque ce n'est pas le cas, c'est-à-dire lorsque les intentions programmées ne produisent pas les actions désirées, les organisations se retrouvent alors avec des stratégies non réalisées.* » (Mintzberg, 2004). Une stratégie émergente est une stratégie qui apparaît sans intentions claires - ou en dépit d'intentions claires. Pour H. Mintzberg (2004) les stratégies purement émergentes ou purement intentionnelles sont rares. Cela supposerait une stratégie sans apprentissage (purement intentionnelle) ou une stratégie sans contrôle (purement émergente).

Ayant accès essentiellement aux résultats des stratégies, à travers les discours des acteurs et leurs actes nous essayons de reconstituer les stratégies qu'ils ont essayé de mettre en œuvre parfois sans succès, ou avec un succès mitigé. H. Mintzberg (1999) parle de stratégies réalisées et non réalisées. Il utilise cette distinction parce qu'il se focalise sur la stratégie au sens large, perçue comme un patron d'organisation des décisions dans une organisation, c'est-à-dire la stratégie « *as plan, as ploy, as pattern, as position, as perspective* » (Mintzberg, 1999). Or nous nous intéressons à la stratégie des acteurs porteurs d'une préoccupation environnementale et plus particulièrement des acteurs porteurs d'une intention de changement, donc principalement à des stratégies intentionnelles. Pour compléter le champ de la stratégie qui est plus généralement dédié à la stratégie des organisations, nous avons fait appel aux travaux de la philosophie analytique et notamment aux travaux de E. Anscombe (1957). Elle analyse l'intention dans laquelle nous accomplissons telle ou telle action, en considérant les réponses que nous donnons à la question : « *Pourquoi avez-vous fait cela ?* ». Elle distingue les causes (« *parce que le bruit m'a fait sursauter* ») et les raisons (« *parce qu'il m'avait insulté* »). Seules les secondes sont l'expression d'intentions. Une intention n'est pas un événement, mental ou physique, antérieur à l'action et qui la cause, mais quelque chose que nous n'identifions que dans le contexte de raisons et d'actions effectives. Pour E. Anscombe (1957), l'intention ne doit donc plus être

appréhendée indépendamment des actes, c'est-à-dire comme quelque chose que l'on observerait à l'intérieur de soi, mais à analyser à travers les actes eux-mêmes. Nous chercherons donc en permanence à confronter les différents types d'intentions des acteurs, en les comparant notamment aux actes qu'ils mettent en œuvre. Il nous faudra alors démêler trois types d'intentions chez les acteurs : la géométrie abstraite de leurs intentions (celles révélées par leurs références), les intentions exprimées en public et/ ou en privé (celles révélées par les discours) et les intentions opératoires (celles révélées par les activités).

2.3 Un corpus de départ : des travaux sur la connaissance et l'expertise ayant déjà mobilisé le cadre conceptuel de l'ASGE

La place de la connaissance dans l'action stratégique en faveur de l'environnement a peu été un objet spécifique d'études pour les chercheurs mobilisant l'approche de l'ASGE (Coreau *et al.* 2013). Toutefois cette question a déjà été traitée indirectement à travers un certain nombre de travaux que nous allons présenter, ainsi que leurs résultats principaux pour pouvoir mieux en rediscuter et faire des parallèles avec nos cas et nos résultats. Certes ces travaux ne s'intéressent pas directement à la question des indicateurs mais, analysant l'articulation entre connaissance et action et notamment la mobilisation stratégique des indicateurs, ils ont fait partie d'un ensemble théorique que nous avons en tête avant d'aller sur le terrain (David, 2004). Tout comme la littérature présentée dans le chapitre 1, ils ont contribué indirectement à la formation de nos hypothèses de travail, à influencer notre questionnement et notre analyse, dans un aller-retour constant entre les cas et la théorie.

2.3.1 L'impossible connexion directe entre connaissances et actions

À travers l'analyse de projets des années 90 liés à la délimitation de territoires écologiques (ZNIEFF et Natura 2000 en particulier), L. Mermet et G. Barnaud (1997) montrent que la caractérisation des espaces par les naturalistes est devenue le terrain d'affrontements qui portent non seulement sur l'intérêt écologique des zones définies d'après les scientifiques, mais aussi sur des principes et sur la mise en œuvre des politiques de protection de la nature. Leur objectif est semblable au nôtre : approfondir les difficultés liées aux contenus de ces outils de caractérisation et à leur mise en œuvre sous la pression de la controverse. Ils montrent que le passage entre caractérisation scientifique et catégories qui emportent la décision, en particulier des qualifications juridiques, est complexe et lourd d'enjeux. Ils prennent l'exemple de deux procédures : « *La première [aux Etats-Unis] s'efforce de construire, dans un cercle d'experts, un système de caractérisation dont on espère qu'il résistera à la controverse décisionnelle. La seconde [en France] se déroule dans le cadre d'une procédure instituée pour gérer la controverse [celle organisée par le décret de 1990 sur l'évaluation des politiques publiques]. Elle commence par proposer un système de caractérisation dont l'architecture est conçue*

pour résister aux points de tensions spécifiques à cette controverse. Ce n'est qu'ensuite qu'elle cherche auprès des experts les informations nécessaires pour alimenter et préciser ce système de caractérisation. ». Les deux cas présentés illustrent l'idée que toute activité de caractérisation des milieux naturels se déploie sous la pression d'une double contrainte : construire des bases de connaissances pour fonder les catégories des politiques environnementales, avec des liens aux décisions qui fonctionnent, mais en même temps ces passages doivent être suffisamment indirects pour éviter le court-circuit. Comme le résument les auteurs : *« Il faut connaître d'une manière qui conduise à gérer... mais séparer connaissance et gestion »*. Nous verrons par la suite combien cette difficulté à dissocier mais en même temps à articuler les connaissances et l'action est un des éléments fondamentaux qui pose problème pour les indicateurs, et peut entraîner des blocages ou des refus d'utiliser les indicateurs. Puisque l'on ne peut ni séparer complètement, ni superposer directement les différents plans, L. Mermet et G. Barnaud proposent de les distinguer clairement, et de considérer que chacun dispose (et doit disposer) d'une autonomie, mais seulement relative.

2.3.2 La fabrication de l'incertitude comme stratégie de pouvoir au service de l'inaction environnementale

En 2005, L. Mermet et F. Benhammou s'intéressent à l'incertitude scientifique, en interrogeant l'idée très répandue qui tend à faire de l'incertitude scientifique la source essentielle de la difficulté à se mettre d'accord et à agir sur les problèmes environnementaux (Callon et al., 2001). Ils sont interpellés par un certain nombre de cas rencontrés sur le terrain qui contredisent ce point de vue (par exemple la transformation en champs de maïs de prairies naturelles en zone humide, ou la question des algues vertes sur les plages). Des stratégies y sont mises en œuvre pour maintenir ou pour introduire des incertitudes sur l'existence, la nature, la portée des problèmes environnementaux ou sur les solutions appropriées. *« Volet cognitif des stratégies anti-environnementales, cette fabrication de l'incertitude contribue à délégitimer les revendications du mouvement social environnemental et les missions des institutions qui en assurent les relais dans l'action publique. En brouillant activement les repères de la discussion sur les objectifs et les moyens des actions elle crée aussi un contexte défavorable au passage à l'action pour traiter effectivement les problèmes environnementaux »*. Ils illustrent ce constat à travers un cas d'étude, celui de l'ours du Haut-Béarn. Par exemple, deux évaluations de l'évolution de la population d'ours sont mises sur le même plan, l'une scientifique, l'autre par les populations, légitimant le fait de mettre sur le même plan toutes les paroles sur la situation biologique, quelle que soit leur origine et leur pertinence. *« On ré-institue l'ignorance, l'incertitude, en ne donnant aucun poids au travail d'élaboration du dispositif de suivi de l'état de la population des ours, sans pour autant se sentir obligé d'apporter des arguments à l'appui de cette remise en cause. [...] Dans un tel contexte, où toutes les informations sont mises sur le même plan, les affirmations les moins étayées*

prennent de l'assurance. [...] Elles visent seulement un effet négatif : la fabrication de l'incertitude par un travail de sape contre le Réseau ours brun dont la crédibilité, la bonne insertion locale, et les résultats peuvent fournir un appui à l'évaluation de l'action en matière d'ours. ». Dans ce cas d'étude, les acteurs ont joué sur l'information disponible et notamment sur la multiplication des informations contradictoires en mobilisant par exemple des indicateurs. L'utilisation d'indicateurs pourrait donc parfois conduire à fabriquer de l'incertitude et donc de l'inaction. Là encore il est trop tôt pour savoir si nous observerons le même phénomène, mais nous resterons consciente d'une possible fabrication stratégique de l'incertitude grâce à des indicateurs au service de l'inaction environnementale. En allant sur le terrain, nous vérifierons si la conception d'indicateurs n'est pas une manière de ne pas faire avancer la cause environnementale, et s'ils peuvent être contre-productifs par rapport à l'intention des acteurs d'environnement.

2.3.3 Les outils d'expertise pour développer les ressources et compétences des AE

F. Guillet et L. Mermet (2013) ont centré leur analyse à une échelle régionale sur la place de l'expertise dans les stratégies sur la démoustication en Camargue. Ils ont montré combien les expertises ne servent pas uniquement à répondre à des problèmes en se basant sur des connaissances scientifiques et techniques, mais qu'elles sont aussi utilisées de manière stratégique par les différents acteurs en jeu. Premièrement, l'expertise instituée par l'appareil politico-administratif a aidé à faire fi d'engagements écologiques pourtant pris par les politiques eux mêmes. Au départ la démoustication est qualifiée d'expérimentale et conditionnée à la mise en œuvre d'un suivi scientifique pour en étudier les effets. Pourtant, malgré les résultats du suivi qui démontrent clairement un ensemble d'impacts négatifs de la démoustication au Bti sur la faune non cible, la « démoustication expérimentale » est poursuivie. F. Guillet et L. Mermet montrent que lors de la première phase de démoustication, la réalisation de la contre-expertise conditionnant la démoustication à l'absence d'impact négatif était d'abord pour les élus un moyen d'éviter le passage en force dans l'immédiat. *« Mais les impacts négatifs démontrés ne constituent plus un obstacle suffisant. Six ans auparavant, l'instauration de la démoustication sans la contre-expertise aurait eu un coût politique trop élevé, vis-à-vis des acteurs défendant le statut d'espace naturel de la Camargue. Une fois la démoustication instaurée, même si c'est à titre expérimental, c'est son arrêt qui est susceptible d'avoir un coût politique vis-à-vis des électeurs, notamment les habitants et les acteurs des professions touristiques. Du point de vue politique pour les élus, l'expertise a finalement été plus utile par le temps qu'elle a permis de gagner et l'irréversibilité qu'elle a permis de créer, que par la réponse qu'elle a apportée aux questions de connaissance posées. ».* Deuxièmement, la présence d'acteurs spécialisés porteurs d'une contre-expertise est déterminante. La contre-expertise a permis aux acteurs d'environnement de mener des actions parallèles, coordonnées

et réfléchies pour faire face à une menace sur un enjeu de biodiversité. « *Le développement d'une expertise permettait de porter un regard plus aiguisé, une présence et une surveillance sur le territoire. Elle donne ensuite les capacités aux acteurs de biodiversité d'exercer une pression pour demander des comptes à l'opération de la démoustication, de développer une argumentation juridique et l'action judiciaire, etc.* ». F. Guillet et L. Mermet concluent sur la nécessité de l'outil de la contre-expertise pour défendre la cause de la biodiversité, tout en soulignant qu'il n'est pas suffisant. Notre questionnaire sur les indicateurs fait tout à fait écho à ces résultats, puisque nous avons émis l'hypothèse que ces outils sont trop souvent assimilés à une condition suffisante pour agir en faveur de la biodiversité. Cette étude permet aussi de faire l'hypothèse que l'expertise ou la contre-expertise dans ce cas sont une ressource stratégique pour les AE. Dans l'analyse des cas, nous réfléchirons aux ressources et compétences que les indicateurs permettent aux AE d'acquérir.

Conclusion de la section 2 :

Étant donné l'ensemble des éléments que nous venons de présenter, sur la perspective normative, l'analyse systémique, la place donnée à la stratégie au sein de l'AGSE et les travaux déjà existants, nous nous inscrivons de fait dans les perspectives proposées par l'ASGE. Celles-ci nous permettront d'alimenter l'axe principal de notre analyse sur l'efficacité environnementale de l'action des AE. L'ensemble des théories présentées dans le chapitre théorique précédent (chapitre 1) pourront aussi être mobilisées en fonction des besoins, parce qu'elles nous fournissent des éléments de questionnement, mais aussi des éléments d'explication à certaines observations.

3 Une analyse stratégique basée sur des analyses de cas

Après avoir présenté notre problématique et nos choix de perspective et d'approche théorique, décrivons comment nous avons travaillé lors de ces trois années de thèse : l'articulation entre le terrain et la théorie (sous-section 3.1), le choix d'une analyse à partir d'études de cas (sous-section 3.2) et la répartition du travail sur les trois années de thèse (sous-section 3.3).

3.1 Une double interrogation : du terrain par les théories et des théories par le terrain

Ayant l'efficacité de l'action comme question centrale de recherche, et donc une analyse ancrée dans les sciences de gestion nous adopterons aussi principalement une démarche préconisée en sciences de gestion par A. David (2004) et R. Yin (1984) d'allers-retours entre les questionnements, les hypothèses et le terrain. Le chercheur circule alors librement entre les niveaux théoriques, les actualisations se faisant à la fois à chaque niveau et entre les niveaux. Il va sur le terrain avec une

« *encyclopédie incomplète* » qui lui permet le moment venu de mettre en correspondance ce qu'il observe avec une ou plusieurs classes de problèmes identifiés. Le terrain lui permet aussi de revisiter l'encyclopédie existante à l'aide du matériau empirique. Cependant, comme nous cherchons à comprendre les conditions de contribution des indicateurs à une action environnementale efficace, en partant du vécu et de la vision des acteurs nous allons renforcer cet ancrage à l'action en laissant aussi émerger des questionnements directement de l'analyse de cas d'étude. B.G. Glaser et A.L. Strauss (1967) ont ainsi théorisé l'importance de fonder les analyses et les théories à partir du terrain, ce qu'ils ont appelé la « *grounded theory* ». Le chercheur va sur le terrain sans hypothèses de départ, pour laisser émerger des questionnements. Cette démarche n'est pas la principale que nous avons menée puisque nous sommes allés sur le terrain avec un questionnement et un cadre théorique déjà assez précis sur l'efficacité de l'action, mais nous n'avons pas perdu de vue les autres relations au terrain possibles. La manière dont nous avons mené les cas d'étude, par exemple avec des entretiens très peu directifs, nous a permis de laisser émerger du terrain des questionnements spécifiques. Cette démarche se retrouve aussi dans la rédaction de ce manuscrit : la partie 2 est consacrée spécifiquement à l'analyse des cas avec pour chacun une section correspondant à notre problématique et reprenant en détail les interactions stratégiques (section appelée « l'intérêt environnemental de l'indicateur ») et une section dédiée à un questionnement plus spécifique que nous avons vu émerger du cas.

Pour M. Crozier et E. Friedberg (dont nous avons vu dans le chapitre 1 et dans la section 2 de ce chapitre la forte influence sur notre travail), le chercheur ne part pas non plus de rien : outre sa problématique et le mode de raisonnement qui, autour d'un certain nombre de concepts, lui fournissent l'instrument d'analyse, il a entre ses mains un ensemble de données lui permettant de constituer un premier cadre plus ou moins formel pour son étude. D'une part son expérience lui suggérera des pistes d'investigation : « *Ce n'est qu'après cette investigation qu'il pourra préciser la pertinence de telle ou telle catégorie d'acteurs et qu'il pourra en mesurer l'importance sur l'ensemble.* ». D'autre part, il dispose de la connaissance des particularités structurelles du champ considéré et des multiples contraintes objectives qui le caractérisent, dont l'analyse ne lui indique « *qu'une série de limites qui circonscrivent les champs stratégiques des participants et canalisent leurs possibilités d'action, excluant certaines d'entre elles ou au contraire en créant d'autres* » (Crozier, Friedberg, 1977).

Pour conclure, certes nous allons aller sur le terrain avec un cadre d'analyse structuré (cf section 1) et un questionnement de départ bien identifié, toutefois nous resterons à l'écoute des questionnements qui peuvent émerger du terrain, dans une double interrogation : du terrain par les théories et des théories par le terrain, ainsi qu'une interrogation croisée des théories (David, 2004). À l'écoute du terrain, nous verrons par exemple que le questionnement choisi est spécifique à chaque

étude de cas, issu des interrogations des acteurs et des échos qu'elles ont suscités parmi nos lectures et vis-à-vis de notre problématique.

3.2 Une analyse à partir d'études de cas

Nous avons choisi un terrain constitué de quatre études de cas. Selon R. Yin (1984), cité par A. David (2004), une étude de cas est « *une recherche empirique qui étudie un phénomène contemporain dans un contexte réel, lorsque les frontières entre le phénomène et le contexte n'apparaissent pas clairement, et dans laquelle on mobilise des ressources empiriques multiples* ». Selon cet auteur, l'étude de cas est appropriée lorsque se pose une question du type « comment » ou « pourquoi » à propos d'un ensemble contemporain d'événements, sur lesquels le chercheur a peu ou pas de contrôle, ce qui est notre cas. D'après M. Hlady Rispal (2002), « *la compréhension de processus relationnels, de modes de création ou de fonctionnement organisationnels, de décisions entrepreneuriales, l'examen des faits et des perceptions que les acteurs attachent aux actions, justifient pleinement le recours à l'étude de cas comme stratégie de recherche à part entière* ». Cette stratégie va nous permettre un contact approfondi avec le terrain, et la richesse des données obtenues autorisera une analyse fine. L'objectif ne sera pas une généralisation statistique mais une généralisation théorique contextualisée (Hlady Rispal, 2002). Les cas sélectionnés doivent alors autoriser l'étude du problème identifié par le chercheur dans son aspect théorique et concret. Il faut se doter d'une règle permettant d'identifier des phénomènes récurrents, elle sert à exclure des cas « *lorsque les faits stratégiques ne peuvent être maintenus constants ou sont susceptibles d'introduire d'avantage de différences indésirables* » (Glaser et Strauss, 1967). Ceci ne signifie pas en revanche qu'il faille rechercher des cas par tous points identiques. Afin d'accroître la compréhension du phénomène et de sa complexité, il faut donc à la fois respecter la représentativité théorique de chaque cas, mais aussi leur variété (Hlady Rispal, 2002).

Dès le départ, sachant que le temps était limité, nous avons choisi d'avoir quelques cas principaux analysés en profondeur et quelques cas complémentaires, pour lesquels l'investissement sera moindre mais tout aussi rigoureux. C'est la méthode qu'avait aussi suivi B. Bernard (2006) : « *La comparaison des cas principaux et complémentaires a, certes, pour but de confronter les unités observées et d'en dégager les spécificités mais aussi, en vertu d'une posture quasiment naturelle en sociologie, de mieux comprendre leur fonctionnement en les opposants* ». En effet, si les cas alimentent la première partie de notre réflexion (cf. partie 2), les questions issues du croisement des cas suscitent le deuxième temps de réflexion, la partie 3 de cette thèse. Le choix des études de cas et la méthode d'investigation seront présentés dans l'introduction de la partie 2.

Bien que nous souhaitions effectuer une recherche à destination des acteurs, nous n'avons pas directement fait de la « *recherche-action* » au sens de A. David et de L. Lewin puisque nous n'avons pas

cherché à construire et à piloter un processus de transformation, et encore moins de la « *recherche intervention* », situation dans laquelle le chercheur intervient sur le terrain de la recherche pour aider, éventuellement en proposant ou concevant lui même un certain nombre d'outils (David 2000). D'après A. David, la « *recherche-action* » correspond à une recherche où « *le chercheur part de la situation présente et des représentations que les acteurs en ont pour les aider, sans autre outil que des dispositifs relationnels – groupes de travail, entretiens - à construire et à piloter un processus de transformation* » (David et al., 2008). Dans cette perspective le chercheur aide à transformer le système à partir de sa propre réflexion sur la situation présente et des représentations que les acteurs en ont. Comme l'a expliqué T. Leménager (2007), il s'agit pour le chercheur, non pas d'évaluer, voire de critiquer les pratiques observées mais de les comprendre et d'en proposer aux acteurs des pistes de lecture, amenant à un élargissement d'idées à partir d'un cas concret (Barouch, 1989). À la différence d'une recherche-action, dans cette thèse aucun outil n'a été proposé et il n'y a pas eu de réponse donnée à une question prédéterminée par une commande. Nous parlerons simplement d'une recherche pour l'action, puisqu'elle est basée sur un questionnement de recherche orienté sur la manière dont les acteurs porteurs de biodiversité peuvent agir plus efficacement. Quelques éléments méthodologiques ont été mis en place pour aider à diffuser nos résultats auprès des acteurs : choix d'un membre du comité de thèse producteur de certains indicateurs étudiés, entretiens réflexifs et restitutions-discussions sur les cas d'étude (cf. introduction partie 2).

Conclusion de la partie 1

Ce travail de recherche a pour origine un double étonnement : d'une part le constat de la multiplication des projets d'indicateurs sur la biodiversité dans l'action publique et privée française et d'autre part le constat d'un sentiment de frustration, parce que ces indicateurs ne sont pas toujours suffisants pour mener des actions efficaces pour mieux préserver la biodiversité. L'efficacité de l'action, et la contribution des indicateurs à une action efficace d'acteurs qui veulent faire changer la manière dont la biodiversité est préservée sont au cœur de cette démarche. **Comment les indicateurs peuvent-ils contribuer à une action efficace des acteurs porteurs d'une préoccupation environnementale pour améliorer l'état de la biodiversité ? Comment les penser pour guider une conception plus efficace ?**

Partant du principe que certains acteurs ont une intention environnementale et cherchent à faire changer le système d'action, pour analyser l'efficacité de leur intervention de changement, nous avons recours à une analyse stratégique. **Dans quelle stratégie efficace d'intervention au bénéfice de la biodiversité les indicateurs sont-ils utiles ? Et quelle démarche d'analyse opérationnelle et stratégique peut-on proposer pour la conception et l'utilisation des IB à partir d'une analyse de leur fonctionnement effectif dans le cadre des dossiers qu'on aura étudiés ?** L'objectif est de suggérer des pistes de réflexion stratégique pour les acteurs : comment savoir si un indicateur peut ou pourra contribuer à leur action en faveur de l'environnement ? Peut-on proposer des boussoles pour les acteurs, qui leur permettent de comprendre les potentialités offertes par les indicateurs tout en étant lucides sur la capacités d'action de ces acteurs ? Comment transformer les potentialités d'action et d'acquisition de connaissances en leviers stratégiques ?

Les travaux existants en sciences sociales dans différentes disciplines ont constitué le point de départ de notre analyse. Aucun n'a directement déterminé notre cadre d'analyse parce qu'ils ne permettent pas de se centrer spécifiquement sur un raisonnement d'analyse stratégique de l'efficacité de l'action d'AE. Par contre ces travaux suggèrent 1) que les indicateurs sont conçus dans les contraintes des jeux de pouvoir et de la situation organisationnelle et 2) qu'ils ont un potentiel de recomposition et de changement des rapports de force et de la situation organisationnelle. Nous aurons deux angles d'analyse : d'une part, les liens entre indicateurs et systèmes d'action et d'autre part l'action stratégique des acteurs de changement que sont les acteurs d'environnement. Pour répondre à cette deuxième perspective nous mobiliserons le champ de la stratégie qui est spécifiquement dédié à l'analyse et à la construction d'actions pour faire bouger l'organisation dans le cadre des contraintes de cette même organisation.

Grâce à cette littérature existante nous faisons l'hypothèse que, si les AE veulent agir efficacement avec les indicateurs de biodiversité, il est nécessaire à la fois d'analyser les jeux de pouvoir et les contraintes organisationnelles dans le cadre desquels ils sont construits et d'orienter la réflexion sur les possibilités de modifier ce système d'action à partir des indicateurs.

PARTIE 2 : Analyse des cas

Introduction de la partie 2 : choix des études de cas et méthodologie

Après avoir présenté notre problématique et notre approche dans les chapitres précédents, il est maintenant temps d'entrer dans l'analyse des trois cas qui forment le cœur de notre matériau. Tout d'abord, revenons sur le choix de ces études de cas et de la méthode d'enquête, avant de présenter l'analyse des trois cas dans les prochains chapitres.

1 Choix des études de cas : similarités et complémentarités

Nous avons choisi nos études de cas à l'aide de quelques entretiens exploratoires qui nous ont permis d'identifier des exemples d'indicateurs et de situations auxquelles sont actuellement confrontés les acteurs, et qui semblent susciter chez eux des questionnements proches des nôtres (section 1.1). Après une première présentation de ces études de cas (section 1.2), nous expliquons leur complémentarité (section 1.3), complémentarité nécessaire pour pouvoir déduire de notre analyse des cas des résultats transversaux.

1.1 Une entrée dans le vif du sujet par des entretiens exploratoires

Pour rechercher des études de cas pertinentes et tester nos premières hypothèses de travail, nous avons réalisé une série d'une dizaine d'entretiens exploratoires en début du travail de recherche, entre mars et avril 2013. Ceux-ci avaient une double vocation : (1) commencer à entrer dans le vif du sujet en écoutant les acteurs parler de leurs pratiques, de leurs difficultés comme de leurs succès et (2) identifier les projets sur lesquels ils travaillent, leur pertinence pour notre problématique, la possibilité d'y accéder et de disposer des données nécessaires pour réaliser une analyse complète et pertinente. Ces entretiens ont été réalisés auprès de concepteurs d'indicateurs, comme le Service du Patrimoine Naturel (SPN) au Muséum national d'Histoire naturelle, mais aussi d'éventuels utilisateurs ou commanditaires comme le Centre Thématique Européen sur la diversité biologique, le GIP Ecofor, ou le ministère de l'écologie (cf. annexe 1).

L'ensemble de ces entretiens exploratoires nous a permis de constater que la question des indicateurs était bien au cœur des réflexions des praticiens. Assez rapidement, il est apparu que les questions qu'ils se posent sont multiples et variées, et notamment très techniques pour certains acteurs constructeurs de ces outils : l'origine des données, leur redondance, la manière de les assembler, leur pertinence à représenter la réalité... Les concepteurs mais aussi les commanditaires

s'interrogent aussi sur l'utilité du travail qu'ils fournissent ou financent. En effet, ils ont le sentiment que les indicateurs ne sont pas toujours utilisés à bon escient, voire parfois pas du tout utilisés. Par ailleurs, certains interlocuteurs ont mis en avant la part de stratégie contenue dans la conception et l'utilisation des indicateurs, confortant ainsi notre hypothèse de départ. Par exemple certains nous ont parlé de l'importance stratégique pour des organisations que leur indicateur « maison » soit choisi. Conformément à nos premières hypothèses, les aspects techniques des indicateurs ne sont pas les seules difficultés ou arguments dans le choix des indicateurs : *« Il y a eu une compétition d'ONG pour vendre leur indicateur surtout en termes de notoriété. Elles avaient envie de faire porter leur indicateur au niveau européen. Donc il y a des débats débats sur les choix techniques mais aussi pour se valoriser, c'est humain. »* (entretien, organisme d'expertise européen sur la biodiversité).

Lors de ces entretiens nous avons aussi pris conscience de l'importance d'un contexte marqué par le Grenelle de l'Environnement qui a suscité des engagements forts et un financement conséquent sur les politiques publiques de biodiversité. À la suite du Grenelle de nombreux projets liés aux indicateurs de biodiversité ont été lancés. Au début de la thèse (en 2012) ces projets étaient soit en cours de mise en œuvre, soit déjà bien avancés. Pourtant cette dynamique commençait déjà à s'essouffler, comme nous le décrirons dans les derniers chapitres.

Autre point marquant issu à la fois des entretiens préliminaires et de la bibliographie existante : nous avons constaté que peu d'études sur les indicateurs de biodiversité sont menées à l'échelle nationale, en lien avec des politiques publiques nationales. Pourtant d'après nos entretiens le questionnement des acteurs existe aussi à cette échelle là et il serait différent d'un questionnement sur des indicateurs plus locaux.

1.2 Présentation rapide des études de cas

À partir de ces entretiens exploratoires nous avons décidé que l'analyse serait conduite de manière à dégager la place des indicateurs de biodiversité au sein de quatre études de cas : la Cartographie nationale des végétations (CarHAB), la Cartographie nationale des enjeux territorialisés de biodiversité remarquable (CarNET-B), les listes rouges nationales et régionales des espèces menacées (LRN et LRR) et l'Indice de Biodiversité Potentielle en forêt (IBP).

- les listes rouges nationales et régionales

Afin de disposer d'un inventaire précis et actualisé des espèces menacées en France, depuis 2007 le MNHN et le Comité français de l'UICN ont décidé de lancer conjointement l'élaboration d'une liste rouge nationale sur la base des critères de l'UICN. Les précédents livres rouges français de la faune et de la flore, publiés il y a une quinzaine d'années, ne concernaient qu'une partie des espèces de métropole, n'avaient pas de méthode systématique et transparente, et n'avaient pas été réactualisés. La

liste rouge nationale permet désormais de disposer d'un nouvel état des lieux. L'ambition est de traiter l'ensemble des groupes d'espèces de métropole et d'Outre-mer, en fonction des données disponibles, sur la base de la méthodologie faisant référence au niveau mondial.

Dans les années 2000, au niveau des régions administratives de France métropolitaine, de plus en plus de démarches d'élaboration de listes rouges régionales (LRR) ont aussi vu le jour. Le Comité français de l'UICN, le MNHN, la fédération des Conservatoires botaniques nationaux (FCBN) et la fédération France Nature Environnement (FNE) ont décidé de s'associer pour lancer un projet d'appui à l'élaboration des listes rouges régionales des espèces menacées, afin de garantir la cohérence entre les différentes listes régionales et nationales. Le projet d'appui a été défini pour répondre aux besoins de tous les acteurs souhaitant s'investir dans l'élaboration de listes rouges régionales (UICN, 2011).

- La Cartographie nationale des enjeux territorialisés de biodiversité remarquable (CarNET-B)

Le projet CarNET-B vise à obtenir à moyen terme (10 ans) une cartographie de tous les éléments de biodiversité remarquable restitués selon un maillage de 10 km par 10 km. Ce projet répond à la fois à des enjeux de connaissance mais aussi à des enjeux opérationnels : disposer d'une information générique en amont des projets de réalisation de grandes infrastructures de transports. Le projet a été commandé par le ministère de l'écologie, en co-pilotage entre la Direction des infrastructures de transports (DIT) et la Direction de l'eau et de la biodiversité du même ministère (DEB). La coordination et les questions méthodologiques sont menées par le MNHN. Le projet a débuté par une phase de test sur deux régions pilotes : la région Centre et la région Lorraine, entre 2010 et 2013.

- L'Indice de Biodiversité Potentielle (IBP)

L'IBP est un indicateur créé en 2004 par P. Gonin de l'Institut du développement forestier (IDF) et L. Larrieu du Centre Régional de la Propriété Forestière (CRPF) Midi-Pyrénées. Il est actuellement promu par les forestiers privés, en partie financé par le ministère de l'écologie, et est en cours de déploiement dans diverses régions du territoire métropolitain. Il a vocation à aider à mesurer la biodiversité forestière potentielle d'un peuplement forestier c'est-à-dire la « *capacité d'accueil* » de la forêt, « *sans préjuger de sa biodiversité actuelle* » réellement présente (Larrieu, Gonin, 2008). Il doit également permettre de déterminer des éléments améliorables par la gestion. Son rôle officiel n'est pas de donner des consignes de gestion précises mais d'être un « *outil d'aide à la décision* » (Larrieu, Gonin, 2008).

- Cas complémentaire : La Cartographie nationale des végétations (CarHAB)

Le projet CarHAB vise à disposer à l'horizon 2025 d'une première cartographie des végétations du territoire métropolitain, à l'échelle du 1/25 000ème, sur une base référentielle de phytosociologie

dynamique et paysagère. De 2012 à 2014 un certain nombre de projets pilotes ont été menés, ainsi qu'une classification harmonisée des habitats.

Ce projet est commandé et piloté au niveau national par le ministère de l'Écologie (principalement la DEB et un peu la DIT). L'animation scientifique est réalisée par le SPN et la Fédération des Conservatoires Botaniques Nationaux (FCBN). Le comité technique est constitué par des organismes d'expertise ou de recherche : Conservatoires Botaniques Nationaux, FCBN, MNHN, IRSTEA, Société Française de phytosociologie, universités, Institut Géographique National (IGN)... À l'issue de la conférence environnementale de septembre 2012⁷, ce programme a été réaffirmé comme un chantier prioritaire dans la feuille de route pour la transition écologique et des résultats concrets étaient attendus dès 2017.

Malgré son intérêt et son ambition (une cinquantaine de personnes sont concernées pendant plus d'une dizaine d'années), ce cas a été complexe à suivre, notamment à cause de son avancement très lent et incertain en termes de financement pour les années à venir, qui font que le projet dépend beaucoup des montants financiers attribués à l'ensemble du ministère de l'écologie. Il est aussi temporellement peu adapté au temps relativement court du terrain de thèse (un an et demi) puisque la fin du projet initialement prévue en 2017 ne devrait finalement pas avoir lieu avant au moins 2025. De 2013 à 2015, les discussions sur cet outil portaient essentiellement sur le plan de la méthodologie choisie et de l'organisation des différents groupes de travail afin de construire les cartes. Il y avait peu de tests ou de retours sur l'utilisation potentielle. Assez rapidement il est apparu qu'il serait difficile de traiter ce cas en profondeur pour en tirer une analyse fine. Nous avons donc délibérément choisi de le traiter en cas complémentaire, c'est-à-dire en s'y impliquant moins que pour les autres cas, mais en étant conscient de cette limite en termes d'analyse. Nous avons réalisé une quinzaine d'entretiens, assisté à quelques groupes de travail, ainsi qu'à des séminaires dédiés au projet et consulté la littérature grise. Le cas n'est donc pas traité en tant que tel comme un chapitre de la thèse, mais son analyse partielle permettra ponctuellement d'éclairer quelques éléments de résultats, notamment en discussion (partie 3).

1.3 Complémentarité de ces études de cas

Trois de ces études de cas ont été considérées comme les cas principaux, auxquels nous avons accordé un investissement plus conséquent en temps, en entretiens et en analyses : l'IBP, les listes rouges et CarNET-B.

Tous les cas ont l'avantage d'avoir le même contexte général (tableau 2) : ils ont tous été lancés à la fin des années 2000, et une grande partie des acteurs sont communs. Par exemple, les projets

7 République Française, septembre 2012, *Feuille de route pour la transition écologique*.

CarHAB, CarNET-B et les listes rouges à l'échelle nationale ont été commandés ou encouragés par le ministère de l'écologie qui les finance. La production de ces outils se fait au niveau national, tout en dépendant pour certaines étapes du niveau régional. Dans deux cas c'est la récolte de données et l'utilisation qui se fait à l'échelle régionale (CarHAB, CarNET-B), dans l'autre un outil similaire est construit avec la même méthode à l'échelle régionale (LRR). S'ils sont semblables sur certains points, ces outils ont aussi des caractéristiques qui les rendent complémentaires. Au niveau des acteurs par exemple, l'organisation du projet n'est pas la même. Dans le cas des listes rouges, en particulier nationales, deux organismes partenaires sont chargés de la coordination et de la mise en œuvre du projet, le SPN et l'UICN-fr. Dans le cas de CarHAB, de multiples organismes sont impliqués, avec un coordinateur principal : le ministère de l'écologie. Ces différences d'organisation entre les acteurs auront probablement des impacts sur le contenu de l'outil et sur son intérêt potentiel pour l'action en faveur de l'environnement. Par ailleurs, bien qu'ils impliquent les mêmes acteurs, ces outils sont de forme et de contenus très différents : une liste rouge est un outil centré sur les espèces, pour identifier celles qui sont menacées ou d'intérêt et sans donner leur localisation géographique précise, tandis que le projet CarNET-B vise une cartographie de la répartition des espèces menacées ou d'intérêt et que CarHAB a pour objectif de proposer une cartographie fine des végétations et non des espèces. Enfin, en 2012, les listes rouges nationales et régionales ainsi que le projet CarNET-B sont déjà bien avancés, avec des premières versions de la méthode et des outils qui sont publiés (UICN France, 2011 ; UICN, 2012 ; Gourdain, Poncet, Haffner, et al., 2011 ; Gourdain, Poncet, Cordier, et al., 2011), tandis que le projet CarHAB en est encore à ses balbutiements : la définition des cartes vierges appelées « *fonds blancs* » qui serviront de base pour le remplissage de la carte et la définition de la méthodologie de remplissage. Ces états d'avancement variés font que la liste rouge est déjà considérée comme une réussite par les acteurs, tandis que la forme et l'utilisation future de CarHAB commencent tout juste à se dessiner. Ces différences d'avancement, ainsi que les différents contenus et méthodes font que le lien à l'action des quatre outils en leur état actuel sera probablement différent et à questionner. Par exemple, dans le cas du projet CarNET-B les phases pilotes se sont terminées en 2014, ce qui va nous permettre d'avoir un vrai retour du terrain, et d'observer les discussions sur les résultats des phases pilotes, sur l'intérêt du projet et sur la décision ou non de le généraliser à d'autres régions.

Le cas d'étude IBP est un peu plus indépendant : il n'a pas été commandé par le ministère de l'écologie, contrairement aux trois cas que nous venons de présenter, mais a été construit par des acteurs privés. Le ministère de l'écologie a choisi de le financer par la suite. Cet indicateur s'inscrit dans un contexte très spécifique : le milieu forestier français. Toutefois, certains acteurs sont communs aux autres cas d'étude, et l'échelle est similaire : un outil porté au niveau national et mis en œuvre au niveau régional voire local (parcelle forestière). Cet outil nous permettra donc de savoir si les mêmes résultats s'observent dans un contexte d'action différent et très spécifique tel que le monde forestier.

Tableau 2: résumé des quatre cas d'étude : acteurs, échelles et avancement.

	Commanditaires et financeurs	Producteurs principaux (de l'indicateur et des données)	Utilisateurs initialement prévus	Échelle	État d'avancement en 2013 (début thèse)
listes rouges <i>Cas principal</i>	ministère de l'écologie-DEB, DREAL, Conseils Régionaux...	UICN-fr, MNHN, associations naturalistes, organismes naturalistes régionaux	services de l'état, collectivités, association naturalistes, bureaux d'études...	projet national et projets régionaux indépendants	LRN en cours de construction depuis 2007 LRR en cours de construction ou réactualisation, rythme variable selon les régions
CarNET-B <i>Cas principal</i>	ministère de l'écologie DEB et DIT	MNHN, DREAL, associations naturalistes	services de l'État	projet national, tests régionaux	fin des projets pilotes en 2014
IBP <i>Cas principal</i>	Démarche volontaire des forestiers privés, appui financier du ministère de l'écologie	CRPF, CNPF, PNF, Propriétaires et gestionnaires forestiers privés	gestionnaires et propriétaires forestiers	portage et réalisations à toutes les échelles	formation des propriétaires forestiers et autres acteurs régionaux, tests méthodologiques
CarHAB <i>Cas complémentaire</i>	ministère de l'écologie-DEB	SPN, FCBN, CBN, IGN, organismes de recherche et universités	services de l'Etat, acteurs aménageurs, associations naturalistes, bureaux d'études...	projet national, tests régionaux	préparation des « fonds blancs » en 2013, tests méthodologiques

2 Méthodologie : de l'enquête de terrain à la « restitution-discussion »

Pour chaque étude de cas, les méthodes mobilisées doivent nous permettre de mieux appréhender le système d'action dans lequel est intégré l'indicateur : l'objet écologique concerné (ou le but ultime du projet), l'inscription de l'outil dans une situation de gestion, dans les stratégies propres des acteurs, et son intérêt pour l'action en faveur de la biodiversité. L'ensemble des données nécessaires à l'obtention de ces résultats seront récoltées dans ce que J.P. Olivier de Sardan (1995) appelle « *l'enquête de terrain* » et qui comprend nécessairement plusieurs méthodes complémentaires : l'entretien qualitatif, l'analyse de documents et l'observation *in situ*. L'utilisation des trois sources d'informations croisées permet de trianguler les données : « *Un point important quand on fait du travail de terrain est de poser la même question à différentes sources de preuves empiriques, comme de poser la même question à des interviewés différents. Si toutes les sources donnent la même réponse, alors vous avez triangulé vos données avec succès.* » (Yin, 2012, cité par Dumez, 2013). Cette phase approfondie de terrain nous a permis d'affiner le questionnement de recherche et de produire nos premiers résultats de recherche. Dans un deuxième temps nous avons sollicité plus fortement la

réflexivité des acteurs sur leurs actions, dans ce que nous avons appelé des « restitutions-discussions ». Détaillons ces différentes méthodes d'enquête.

2.1 L'entretien qualitatif

C'est essentiellement par des méthodes qualitatives, en particulier par des entretiens, qu'on peut comprendre la façon dont les gens pensent, choisissent et construisent ensemble un outil en donnant sens aux actions qu'ils mettent en œuvre (Crozier, Friedberg, 1977). C'est en effet par cette technique que nous pouvons obtenir un certain nombre d'explications sur des événements de la vie quotidienne d'une organisation en faisant appel à un savoir commun. Nous avons donc cherché à recueillir les visions individuelles des acteurs sur toutes les questions qui découlent de la problématique et qui évoluent à leur contact. Le contenu de ces entretiens, retranscrits, constitue le matériau principal sur lequel sera bâtie l'analyse et dont sont issues les citations mentionnées dans cette thèse.

La façon dont les entretiens ont été conduits a évolué au cours du temps de l'entretien. Nous avons consacré une première partie de l'entretien à des éléments factuels et une deuxième phase à des questions plus stratégiques et personnelles. Ces deux phases se sont déroulées soit au cours du même entretien, soit au cours de deux entretiens séparés de quelques mois, selon les disponibilités et la sensibilité des acteurs à ce type de questions. L'espacement des entretiens permet à la fois l'évolution de la réflexion de l'enquêté et la maturation du sujet chez l'enquêteur. Il permet aussi à l'enquêteur de se tenir au courant de l'avancée des projets. Dans la première phase, les entretiens ont alors plutôt été menés sur un mode exploratoire et sous forme de conversation, à partir d'un canevas d'entretien, qui permet, tout en respectant la dynamique propre d'une conversation, d'aborder tous les thèmes importants (Olivier de Sardan, 1995). Ainsi le chercheur fait avant tout preuve d'une attitude extrêmement ouverte, pour s'établir face à son interlocuteur comme un partenaire intéressé et compréhensif (Crozier, Friedberg, 1977). Pour autant, l'attitude n'était pas entièrement non directive, car en nous adressant aux acteurs nous avons un but précis : connaître leurs possibilités et capacités d'action dans le système d'action étudié ainsi que leurs objectifs stratégiques pour l'indicateur. Via quelques questions bien choisies, nous avons alors essayé d'amener l'interlocuteur à dévoiler les ressorts de son action, à dessiner et expliquer les caractéristiques, telles qu'il les voit, du champ stratégique dans lequel il agit et des potentialités qu'y offre l'indicateur. Cette première phase de terrain a permis de dresser les premières analyses et de produire un nouveau questionnement. La deuxième phase de terrain a alors été plus réflexive, en invitant l'interlocuteur à « *éprouver la question* », l'enquêteur ayant les connaissances pour faire réfléchir l'enquêté (Guillet, 2011).

Le recoupement et la triangulation sont un principe clé pour l'analyse du matériau constitué

par l'exercice de l'entretien (Olivier de Sardan, 1995). Nous avons donc essayé de rencontrer le maximum d'acteurs concernés de près ou de loin par le projet, et d'en revoir certains après les phases clés des projets. Les enquêtés ont ainsi été choisis soit pour leur implication dans le cas (chef de projet, chargé de mission, financeur...), soit parce qu'ils étaient des utilisateurs potentiels ou avérés de l'outil. Certains ont aussi été retenus parce que, sans être impliqués directement dans le projet, ils l'avaient suivi, avaient développé un autre indicateur proche ou nous avaient été indiqués comme des spécialistes du domaine par d'autres interlocuteurs. Enfin, nous avons réparti les entretiens entre des acteurs issus des différents organismes et de différents types de métiers (concepteur, utilisateur, écologue, administratif...). Un tel dispositif doit nous permettre de ne pas nous enfermer dans les témoignages recueillis et, par les recoupements et les comparaisons qu'il permet, d'être capable de prendre du recul par rapport aux « *visions et aux versions subjectives* » de chacun des interviewés en même temps que de contrôler nos propres *a priori* et ceux que la structuration formelle du champ pourrait induire (Friedberg, 1993).

Au total environ 90 entretiens ont été réalisés (annexe 1). Certaines personnes ont été interrogées sur plusieurs cas d'études lors du même entretien lorsque cela était nécessaire. Cinq entretiens complémentaires ont été menés en phase finale de thèse avec des acteurs ayant un recul historique sur les cas et une vision transversale de l'ensemble des politiques publiques de biodiversité. Tous ces entretiens ont duré entre 30 minutes et 3 heures, en fonction de la disponibilité des enquêtés mais aussi de leur proximité au sujet. Ils étaient en général réalisés dans le bureau des enquêtés, ou à défaut par téléphone. Un stagiaire de master 2 a participé aux entretiens sur le cas d'étude CarNET-B, ainsi qu'à leur analyse. Par commodité la plupart des entretiens ont été enregistrés puis retranscrits, avec l'accord de l'enquêté. Celui-ci a aussi été assuré de son anonymat. Dans les citations cet anonymat est garanti par la non révélation du nom de la personne et l'effacement des données contextuelles (remplacées si besoin par la lettre X). Toutefois pour aider à la compréhension du lecteur, nous mentionnerons le type d'organisme d'appartenance et si nécessaire la fonction de la personne. Ce manuscrit est rédigé en laissant une place importante aux citations, afin de permettre au lecteur d'entrer dans les nuances des discours des acteurs, indissociables d'une analyse fine de la stratégie des acteurs.

2.2 L'analyse de documents

Nous avons analysé essentiellement la documentation produite et utilisée par les acteurs des études de cas. Dans un premier temps, elle nous a permis de nous familiariser avec l'organisation, l'outil et son état d'avancement, afin de prendre connaissance des données communes à tous les acteurs et d'être prêt à entamer une conversation avec eux lors des entretiens. Dans un second temps,

nous avons croisé les informations obtenues par les entretiens avec ces « *traces objectives* » de l'action, qui marquent et cristallisent des étapes du processus de construction de ces dispositifs (Leroy, 2006). Les visions des acteurs sont croisées avec les décisions et les choix stratégiques formalisés, c'est-à-dire au moins temporairement arrêtés, les configurations qui ont donné lieu à des inscriptions marquant l'évolution de l'outil. À titre d'exemple, nous avons utilisé : des documents méthodologiques, des rapports d'activité, des notes de positionnement stratégique, des textes réglementaires et institutionnels, des communiqués de presse, des comptes-rendus de réunion si les acteurs étaient d'accord pour les mettre à notre disposition, des sites Internet des organismes, des bases de données en ligne. Certains documents confidentiels ont aussi été mis à notre disposition, ils peuvent avoir influencé notre raisonnement mais ne seront pas cités textuellement.

2.3 L'observation *in situ*

L'observation est un moyen de minimiser les biais de la démarche de l'entretien, dans la mesure où elle permet de ne pas se limiter à ce que l'interviewé veut bien dire d'un objet sur lequel on l'interroge. Nous avons donc cherché toutes les occasions possibles d'assister « *aux interactions discursives locales dans lesquelles le chercheur n'est que peu ou pas engagé, c'est à dire ce qui se donne à entendre* » (Olivier de Sardan, 1995). Ce type d'approche renvoie aussi à l'opportunisme méthodologique proposé par J. Girin (1990), selon qui l'analyste doit adopter un comportement opportuniste visant à saisir de manière intelligente les possibilités d'observation qu'offrent les circonstances, même si cela doit modifier le programme de terrain et éventuellement faire évoluer le questionnement.

Nous n'avons assisté qu'à peu de comités de pilotages, mais à quelques groupes de travail et journées de formation, en particulier pour l'outil CarNET-B en juin 2014. Nous avons ainsi écouté des séminaires dédiés aux projets (par exemple le séminaire CarHAB du 4 au 6 décembre 2013 et le séminaire sur les listes rouges régionales du 4 décembre 2013) ou des séminaires qui avaient un lien avec les cas d'études (colloque international pour le centenaire de la phytosociologie paysagère du 23 au 25 septembre 2014, séminaire sur les trames vertes et bleues intra-forestières du 1er avril 2014, séminaire du projet PASSIFOR des 26 et 27 août 2014...), et récupéré les actes ou enregistrement des séminaires ayant déjà eu lieu (séminaire sur les listes rouges régionales de 2009, colloque ZNIEFF en novembre 2012, séminaire sur la naturalité en septembre 2013...). Ces séminaires ont été pour nous l'occasion de voir comment les projets sont présentés par différents acteurs, comment ils sont reçus, quelles sont les questions qui se posent mais aussi de récupérer des indices sur les relations entre les acteurs des projets. En analysant la liste des participants nous avons aussi pu identifier de nouvelles personnes à rencontrer. Les séminaires plus généraux nous ont aussi permis de voir les acteurs dans

d'autres contextes, d'identifier les réactions et discussions spécifiques à nos cas d'étude et celles plus générales.

2.4 La restitution-discussion

Si E. Friedberg (1993) met en évidence la nécessité du restitution du travail du chercheur auprès des acteurs, afin de confronter ses observations aux points de vue des acteurs, comme un nouvel instrument d'enquête, plus que comme un instrument d'intervention (Scieur, 2011 ; Guillet, 2011), nous n'avons pas totalement pu mettre en œuvre un tel procédé. En effet, les restitutions-discussions sont arrivées assez tardivement dans les trois années de thèse et elles n'ont pas pu faire l'objet d'un traitement très approfondi pour s'en servir comme instrument d'enquête. La restitution telle que nous l'avons réalisée, suivie d'une discussion auprès de quelques acteurs sélectionnés, avait deux objectifs : confronter les résultats issus des enquêtes de terrain à la perception qu'en ont les acteurs participants, mais aussi leur proposer une démarche de lecture de leur cas particulier, tester si elle leur paraît pertinente et leur apporte des éclairages complémentaires ou si elle confirme des intuitions, suscitant éventuellement chez eux une réflexion en des termes nouveaux. Les acteurs concernés ont été choisis à la fois pour des raisons pratiques (proximité au cas, proximité géographique et disponibilité) mais aussi pour l'intérêt pour le type de réflexion que nous menons, pour leur appétence pour des réflexions d'ordre stratégique pour agir en faveur de la biodiversité. Nous avons aussi tenu à ce que ces interlocuteurs ne soient pas trop nombreux afin de faciliter la prise de parole (4 ou 5 acteurs à chaque restitution). Deux restitutions-discussions (sur les LR et sur CarNET-B) ont été réalisées en fin de thèse, après avoir identifié les résultats transversaux que nous voulions amener les acteurs à discuter.

Dans le corps de cette seconde partie, nous présentons les résultats de l'analyse de chaque étude : les listes rouges (chapitre 3), CarNET-B (chapitre 4), et l'IBP (chapitre 5). Cette analyse est menée avec deux objectifs : le principal objectif est d'alimenter nos réflexions sur l'efficacité de l'action des AE, et le second est de laisser émerger un questionnement issu du terrain. La manière de décrire les cas est essentiellement focalisée sur les interactions stratégiques entre les acteurs, sur leurs actions stratégiques et leurs intentions.

Chaque chapitre est constitué d'une section de description du cas, d'une section d'analyse de l'intérêt environnemental de l'outil et d'une section approfondissement d'un questionnement émergeant du terrain, propre à chaque cas. L'analyse de l'intérêt environnemental n'est pas menée comme une évaluation de projet au regard des objectifs initiaux ou finaux des projets mais grâce à une

analyse stratégique. Nous nous sommes inspirés des travaux existants en analyse stratégique de la gestion de l'environnement (Guillet, 2011 ; Leménager, 2007) pour choisir différents axes de réflexion sur la contribution potentielle ou concrétisée de l'indicateur à : l'amélioration de l'état de l'objet écologique, l'apport de connaissances sur l'objet écologique, la mise à l'agenda de l'objet écologique, l'intervention des acteurs d'environnement (AE) sur le système de gestion, et l'amélioration du positionnement des AE. Il est aussi parfois nécessaire d'étudier les potentialités de l'indicateur pour les autres acteurs, par exemple la modification des pratiques d'acteurs sectoriels et le renforcement éventuel de leur positionnement, car cela influence la capacité d'action des AE.

L'analyse approfondie des résultats et leur discussion à l'aide d'autres apports théoriques font plus spécifiquement l'objet de la partie 3. Les trois cas d'études peuvent être lus indépendamment, en revanche ils sont tous nécessaires à la compréhension de l'analyse transversale menée en partie 3 (chapitres 6 à 8).

Chapitre 3 : Les listes rouges

Instituer des listes d'espèces menacées pour mieux connaître mais aussi mieux argumenter

Avec déjà 50 ans d'existence, les listes rouges (LR) sont considérées comme un des outils phares du monde de la conservation. Le nombre de listes existantes a explosé depuis une dizaine d'années aussi bien en France qu'en Europe (Azam et al., 2015) et à l'international (Zamin et al., 2010). Au départ portées par les grandes ONG de conservation ces listes sont aujourd'hui de plus en plus intégrées dans les politiques publiques régionales, nationales et internationales. L'outil liste rouge est devenu incontournable pour les acteurs porteurs d'intentions environnementales (AE) : « *La LR c'est la dernière technique d'évaluation à la mode, pas seulement par son côté commercial mais parce qu'elle permet vraiment aux gens de se rendre compte de la menace, du risque d'extinction.* » (entretien, association naturaliste).

Cette mode récente autour d'un outil déjà ancien (section 1) a attiré notre attention : pourquoi les LR ont-elles suscité un tel engouement et aussi récemment ? Quelles sont les caractéristiques qui leur ont permis d'acquérir un tel statut ? Est-ce dû à leur aura médiatique et à leur potentialité à être utilisées pour alerter sur l'état de la biodiversité ? Comment cet outil contribue-t-il à la préservation de la biodiversité ? Mais aussi quelles sont ses limites, voire les dangers d'une utilisation massive ? Les listes rouges sont l'archétype d'un outil « scientifique » dont les acteurs soulignent l'indépendance vis-à-vis des aspects politiques mais que pourtant, aujourd'hui, certains acteurs essayent de plus en plus d'intégrer dans différentes actions de conservation, notamment dans les politiques publiques (section 2). Ils cherchent à institutionnaliser le statut d'espèce menacée. Cette intégration va nous conduire à repenser le lien entre connaissances et actions (section 3). Notamment nous nous demandons : pourquoi les acteurs insistent-ils autant sur l'aspect scientifique des LR ? Quel est l'intérêt d'avoir un outil qui paraît scientifique et déconnecté de la politique pour mieux agir en faveur de l'environnement ?

Au contraire des études de cas suivantes, nous sommes dans une situation où la méthode pour construire l'indicateur est déjà arrêtée. Cette étude de cas va donc nous permettre de tester notre cadre d'analyse et sa pertinence pour un outil lors de sa phase de mise en œuvre (les listes sont en train d'être réalisées à différentes échelles), mais aussi d'aborder la notion d'utilisation potentielle ou

réalisée de l'outil à un stade un peu plus avancé que dans les autres cas.

Cette étude a été menée de juin 2013 à juin 2014. Une trentaine d'entretiens semi-directifs ont été réalisés auprès d'acteurs nationaux et régionaux des différents organismes concernés par la construction et l'utilisation des listes rouges (annexe 1). L'observation non participante dans un certain nombre de séminaires soit spécifiquement dédiés aux LR soit plus indirectement, et par de la bibliographie institutionnelle et scientifique (cf. introduction partie 2), ont permis le suivi des débats sur l'outil et ses utilisations.

1 Historique rapide d'un outil désormais adopté par tous

Commençons par quelques éléments de présentation de notre objet d'étude et de sa mise en œuvre à l'échelle du territoire français ces dernières années.

1.1 Des listes d'espèces menacées d'extinction

Une liste rouge est avant tout une liste d'espèces animales ou végétales accompagnées d'un état de menace, menace d'extinction à l'échelle mondiale ou menace de disparition à l'échelle régionale (cf. illustration 2). Avec le système de la liste rouge de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN), chaque espèce ou sous-espèce est classée dans l'une des onze catégories suivantes :

- **Eteinte au niveau mondial (EX), Eteinte à l'état sauvage (EW) ou Disparue au niveau régional (RE) ;**
- **En danger critique (CR), En danger (EN) ou Vulnérable (VU) :** espèce menacée de disparition ou d'extinction ;
- **Quasi menacée (NT) :** espèce proche des seuils de menace, qui pourrait être menacée si des mesures de conservation spécifiques n'étaient pas prises ;
- **Préoccupation mineure (LC) :** espèce pour laquelle le risque de disparition est faible ;
- **Données insuffisantes (DD) :** espèce pour laquelle l'évaluation n'a pas pu être réalisée faute de données suffisantes ;
- **Non applicable (NA) :** espèce non soumise à évaluation car introduite dans la période récente (en général après 1500 après J.C.) ou présente dans la région considérée uniquement de manière occasionnelle ou marginale ;
- **Non évaluée (NE) :** espèce n'ayant pas encore été confrontée aux critères de l'UICN.

Les espèces considérées comme menacées sont celles appartenant aux catégories : « En danger

critique », « En danger » ou « Vulnérable » (illustration 2). En pratique la méthodologie pour attribuer un statut aux espèces s'appuie sur cinq critères: un déclin de la population ; une aire de répartition réduite ; une petite population et en déclin ; une très petite population et une analyse quantitative de la probabilité d'extinction dans la nature (annexe 2). Cette méthodologie est applicable à n'importe quel groupe taxonomique : si l'un ou l'autre des critères peut difficilement être renseigné pour le groupe évalué, l'évaluation peut toujours se baser sur les autres critères disponibles. Le détail de la méthodologie est décliné dans des guides édités par l'UICN et par son comité français (UICN, 2012 ; UICN France, 2011). À partir de ce classement des espèces, la liste peut être présentée en fonction d'autres critères, comme les habitats des espèces (espèces forestières par exemple), les fonctions écologiques (espèces pollinisatrices par exemples), ou l'évolution des statuts de menace.

Nous avons restreint notre étude à l'analyse des listes rouges nationales (LRN) et régionales (LRR) françaises. Ces listes se déclinent en chapitres taxonomiques (mammifères, plantes vasculaires, crustacés, libellules...) et géographiques (métropole et collectivités d'Outre-mer – ce sont les listes dites nationales - et régions administratives – ce sont les listes dites régionales)⁸. Dans cette étude nous ne traitons ni des listes rouges mondiales (LRM), ni des listes rouges des écosystèmes, dont la méthodologie est en cours de réalisation à l'échelle internationale et nationale (Keith et al., 2013 ; Rodríguez et al., 2011). Les LRM et le cadre mondial proposé par l'UICN ne seront utilisés que pour appuyer l'analyse des LRN et LRR.

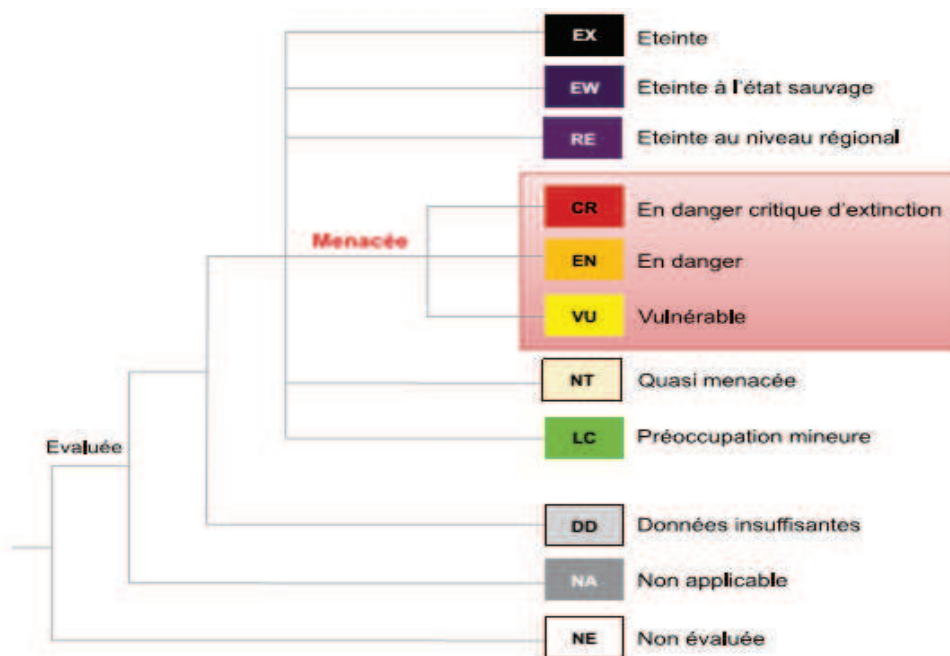


Illustration 2: présentation des catégories UICN utilisées pour classer les différentes espèces ou sous-espèces (issus de UICN, 2011).

⁸ L'ensemble de ces listes est disponible sur le site du comité français de l'UICN : <http://www.uicn.fr/liste-rouge-france.html> et <http://www.uicn.fr/Listes-rouges-regionales.html>.

1.2 50 ans de listes rouges à l'international et en France

Au cours des années 2000 deux événements marquent l'histoire des LR et attirent notre attention sur cet outil : (1) une multiplication soudaine des listes rouges en France et (2) un cadre d'appui méthodologique mixte MNHN, UICN, FNE et FCBN qui s'est mis en place en parallèle. Commençons par revenir un pas en arrière pour comprendre d'où viennent ces listes rouges et pourquoi elles semblent apparaître subitement sur la scène nationale française alors que les listes rouges mondiales fêtent aujourd'hui leurs 50 ans⁹.

1.2.1 Avant les années 2000 : prédominance des listes rouges mondiales

Tout a commencé dans les années 1960 avec la production des premiers « *Red Data Books* » (Fitter, Fitter, 1984) : un volume sur les mammifères et un sur les oiseaux à l'échelle mondiale sont publiés en 1966 (Collar, 1996). Depuis les années 1960, la liste rouge mondiale de l'UICN a évolué pour passer de listes multiples et de livres dédiés à des groupes d'animaux ou de plantes, à un recueil unique et complet des informations disponibles, désormais trop important pour paraître sous forme de livre (Vié, Hilton-Taylor, Pollock, et al., 2009). Il est proposé sous forme de base de donnée accessible sur Internet et mise à disposition par le Programme pour les espèces de l'UICN¹⁰. La liste rouge mondiale est remise à jour régulièrement (chaque année pour le moment), mais chaque espèce n'est pas réévaluée à chaque mise à jour. Des analyses sont régulièrement publiées, tous les quatre à cinq ans, en principe au moment du Congrès mondial de la nature (Hilton-Taylor, Mittermeier, 2000 ; Baillie et al., 2004 ; Vié, Hilton-Taylor, Stuart, 2009). Dans la dernière édition de la liste rouge mondiale (version 2014.2), sur les 74 106 espèces étudiées, 22 176 (pas loin d'un quart) sont considérées comme menacées.

Adoption de critères pour évaluer le statut de menace

Les premiers livres rouges de l'UICN étaient conçus comme des inventaires faisant état de diverses catégories de menace (« *Éteint* », « *En danger* », « *Vulnérable* », « *Indeterminé* » et « *non menacé* »). Celles-ci furent utilisées pendant près de trente ans, jusqu'à ce que des catégories considérées comme plus objectives parce que basées sur des données standardisées soient élaborées en vue de justifier le classement d'une espèce menacée (Vié, Hilton-Taylor, Pollock, et al., 2009). L'idée était de fonder la catégorie sur le risque d'extinction au lieu d'annoncer simplement que les espèces sont menacées à cause de leur rareté. Les premiers critères furent adoptés en 1994 (Mace, Stuart, 1994) et révisés en 2001 (UICN Species Survival Commission, 2001). Ils comprennent actuellement neuf catégories et cinq critères quantitatifs (annexe 2). La méthodologie a été améliorée au fur et à

9 <http://50.iucnredlist.org>

10 <http://www.iucnredlist.org/>

mesure des années, notamment pour s'adapter au maximum de taxons, à leur écologie et aux connaissances disponibles. Les auteurs reconnaissent cependant que la méthodologie n'est pas encore totalement adaptée à certaines espèces ou régions du globe (îles, bassins versants entre autres). Des orientations ont été également élaborées pour guider l'utilisation des catégories pour la liste rouge de l'UICN à l'échelle nationale et régionale (Gärdenfors et al., 2001). Les travaux scientifiques qui sous-tendent la méthodologie de la liste rouge sont encore publiés régulièrement (Butchart et al., 2004, 2007 ; Mace, Baillie, 2007 ; Frankham et al., 2014).

Utilisation des LR à l'échelle internationale

La liste rouge mondiale est présente dans toutes les négociations internationales concernant la biodiversité comme la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES) ou la Convention sur la diversité biologique (CDB) (Vié, Hilton-Taylor, Pollock, et al., 2009). Elle est aussi utilisée pour mettre en œuvre certains objectifs de la Stratégie mondiale pour la conservation des plantes adoptée par la CDB en 2002, par exemple l'objectif 2 qui demande une évaluation préliminaire de toutes les espèces de plantes et l'objectif 7 qui vise à conserver *in situ* 60% des espèces menacées dans le monde (Callmander et al., 2005). Par ailleurs, les informations comprises dans la liste rouge de l'UICN relatives à la distribution et aux exigences écologiques des espèces peuvent aussi servir dans des analyses à grande échelle telles que l'identification de lacunes dans la couverture d'espèces menacées par le réseau d'aires protégées existant (Rodrigues et al., 2006) ou à définir de nouvelles stratégies pour la conservation des espèces menacées (Briggs, 2009). De plus, les données de la liste rouge sont utilisées pour étayer l'identification des sites prioritaires en terme de conservation, comme les Zones importantes pour la conservation des oiseaux, les Zones clés pour la biodiversité, les Zones importantes pour les plantes, les Sites Ramsar, et les Sites de l'« Alliance pour une extinction zéro » (Eken et al., 2004 ; Hoffmann et al., 2008) et pour fixer des priorités géographiques pour le financement de la conservation, par exemple dans le cadre du Fonds pour l'environnement mondial.

En France, multiplication des équivalents de listes rouges

Alors qu'à l'échelle internationale les listes rouges de l'UICN prennent de plus en plus d'importance au cours du XX^{ème} siècle, au même moment en France les scientifiques construisent des listes semblables aux listes rouges de l'UICN comme la liste des oiseaux nicheurs menacés de Picardie (Gavory et al. 1995) ou la liste rouge de la flore menacée de Poitou-Charentes (Lahondère 1998). Le MNHN édite aussi des livres rouges (Beaufort et Lacaze 1987, Olivier et al 1995) qui ressemblent plus aux premiers « Red Data Books » de l'UICN. Ce sont des inventaires évaluant plutôt la rareté des espèces que leur état de menace (notamment parce qu'ils ont été publiés avant que les critères de 1994 ne se soient réellement diffusés). Ces listes ont plutôt été réservées à l'usage des spécialistes

régionaux et nationaux et ne parviennent pas jusqu'aux arènes générales de discussion sur les politiques publiques (cf. entretiens). Nous verrons que contrairement à aujourd'hui, ces listes n'étaient pas encore considérées comme assez scientifiques et systématiques pour intervenir dans d'autres instruments de politiques publiques, notamment parce qu'elles étaient réalisées à dire d'experts, sans méthodologie homogène et que leur légitimité était discutée.

1.2.2 Milieu des années 2000 : la montée en puissance des LR nationales et régionales

2003 : Publication par l'IUCN de lignes directrices sur les LR nationales ou régionales

L'IUCN a publié en 2001 et en 2003 deux guides de référence, le premier définissant la nouvelle méthodologie pour l'élaboration de la liste rouge des espèces menacées au niveau mondial, le second décrivant les modalités d'application de cette méthodologie à l'échelle des régions du monde. Assez rapidement de nombreux pays se lancent dans l'élaboration de leurs listes rouges nationales. R.M. Miller et al. (2007) ont ainsi recensé déjà 36 pays ayant au moins une liste rouge nationale (sur 47 réponses parmi 180 pays enquêtés). Parmi ceux-ci 82% comptent intégrer les critères de l'IUCN dans leur stratégie nationale de conservation (information déclarative).

Apparition des premières listes nationales et lancement d'un partenariat entre le ministère de l'écologie, l'IUCN et le MNHN

En France, ces listes rouges nationales sont nées d'une volonté conjointe du MNHN et du comité français de l'IUCN (UICN fr). L'un (l'IUCN fr) apportait son savoir-faire sur la méthodologie et la communication et l'autre (le MNHN) son savoir-faire sur la gestion des bases de données et la cohérence avec les politiques de biodiversité nationales (entretiens). En 2007, ces deux organismes ont donc lancé conjointement et officiellement l'élaboration d'une LRN sur la base des critères de l'IUCN. Leur ambition est d'arriver à traiter l'ensemble des groupes d'espèces de métropole et d'outre-mer, en fonction des données disponibles. Les premiers chapitres réalisés ont été consacrés aux reptiles, amphibiens, oiseaux nicheurs et mammifères de métropole (illustration 3), et de nombreux autres sont en cours d'élaboration, notamment en outre-mer. Ils sont publiés au fur et à mesure de leur réalisation, puis en principe régulièrement actualisés (tous les 10 ans au minimum).

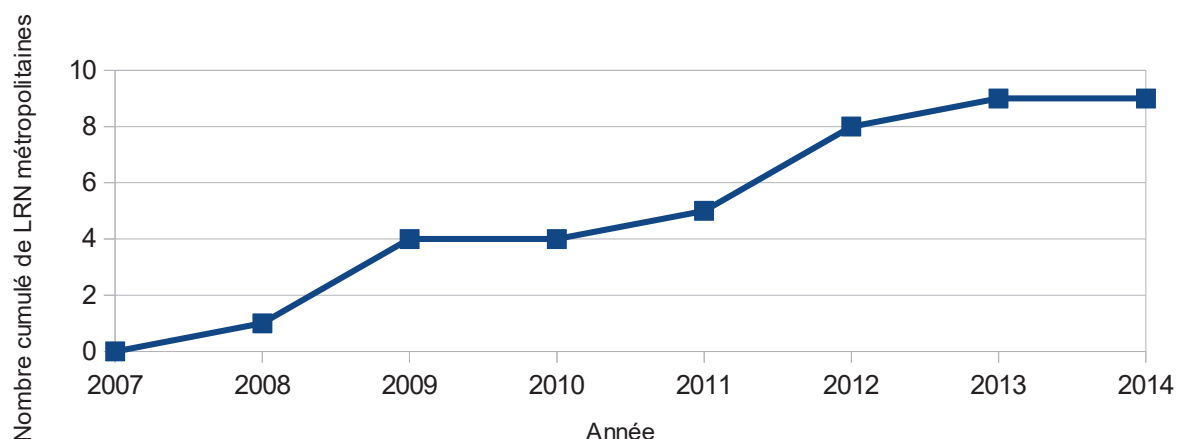


Illustration 3: Nombre cumulé de groupes de taxons évalués à l'échelle nationale disponibles chaque année de 2007 à 2014 (chapitres métropolitains, recensement réalisé par l'UICN).

Apparition des premières listes régionales et volonté d'homogénéiser les listes

Dans les années 2000, au niveau des régions administratives de France métropolitaine, de plus en plus de démarches disparates d'élaboration de listes rouges régionales voient le jour, et même parfois à l'échelle départementale. En 2007, une enquête réalisée par la fédération France Nature Environnement (FNE) a montré que la plupart des démarches de listes rouges régionales déjà existantes suivaient des méthodologies différentes, certaines ayant appliqué les catégories et critères de l'UICN de 2003, tandis que d'autres ne l'ont pas fait, ce qui crée des difficultés pour la comparaison et la synthèse nationale des résultats. Afin de garantir la cohérence des résultats entre les différentes listes rouges régionales d'une part, et entre les listes régionales et nationales d'autre part et surtout de limiter la multiplication de listes départementales (à une échelle trop petite pour appliquer les critères UICN), l'utilisation d'une méthodologie et d'une démarche communes est vite apparue comme indispensable aux yeux des acteurs nationaux. Le Comité français de l'UICN, le MNHN, FNE, rejoints par la suite par la Fédération des conservatoires botaniques nationaux (FCBN), ont donc décidé de s'associer pour lancer un projet d'appui à l'élaboration des LRR (UICN France et al., 2011). En octobre 2009, un premier séminaire national organisé sur ce sujet a réuni durant une journée plus de 120 participants : associations de protection de la nature, conservatoires botaniques nationaux, fédérations de pêche et de chasse, Conseils scientifiques régionaux du patrimoine naturel (CSRPN), services environnement des conseils régionaux, établissements publics, directions régionales de l'environnement, ministère de l'écologie... L'UICN a réalisé un guide méthodologique à destination des acteurs français qui apporte des précisions sur l'application de la méthodologie à l'échelle d'une région administrative française (UICN France, 2011).

Comme la liste rouge nationale, les listes rouges régionales ont pour vocation d'informer et d'orienter des stratégies de conservation au niveau local, ouvrant des perspectives pour renforcer les

actions de protection de la biodiversité (Magnanon, 2009 ; De Thiersant, Deliry, 2008). Jusqu'à peu, aucun cadre national ne guidait leur utilisation. Une méthode de hiérarchisation des enjeux à partir des listes rouges a été conçue (Barneix, Gigot, 2013) et un guide méthodologique pour accompagner les acteurs régionaux dans l'utilisation et la valorisation des résultats des listes rouges est en cours de rédaction.

Listes rouges régionales et politiques publiques nationales et régionales

L'outil LLR s'est diffusé en lien avec d'autres projets nationaux comme les listes d'espèces protégées pour la flore ou le plan national d'action en faveur des odonates, mais aussi en lien avec des cadrages nationaux comme le projet d'appui que nous venons de décrire. Détaillons un peu les différents éléments qui ont contribué à la diffusion de cet outil.

Le ministère de l'écologie a depuis quelques années la volonté de réviser la liste des espèces menacées sur la flore ; en effet, actuellement 90% des espèces sont sans statut de protection et la liste existante date de 1982. Suite à une commande du ministère de l'écologie, la FCBN a proposé une méthodologie de révision des listes de plantes protégées basée en grande partie sur les listes rouges régionales et nationales (Magnanon *et al.*, 2009). Cette proposition a été validée par tous les CBN, acceptée par le ministère et déjà mise en œuvre pour la révision de la liste d'espèces protégées de la flore de la Réunion. Dans cette méthodologie la réalisation des LRR harmonisées et simultanées était un préalable à la réalisation des listes d'espèces protégées (il n'existait que quelques tentatives de LRR flore). En 2010, le ministère a donc incité les DREAL à réaliser ces LRR. Cependant, il n'y a pas eu de financement dédié par le ministère pour assurer cette harmonisation et cette simultanéité des LRR, ce qui a ralenti la mise en œuvre du programme : *« Il aurait par exemple fallu donner plus de moyens à des CBN jeunes, il aurait fallu une fois que la méthode était acceptée faire une validation financière et mettre en œuvre cette politique. Finalement le ministère n'a pas eu les sous. »* (entretien, organisation naturaliste inter-régionale). Au final le programme s'est mis en œuvre de manière un peu désordonnée, les régions qui avaient le plus de moyens ou qui avaient mis la priorité sur ces listes rouges avançant le plus rapidement. Aujourd'hui les ¾ du territoire métropolitain bénéficient d'une LRR sur la flore vasculaire, et le travail est en train de démarrer dans les régions restantes (entretiens). D'après les acteurs rencontrés et l'état des lieux actuel des LRR réalisés par FNE, d'ici 2016 tout le territoire national devrait être couvert de LRR pour la flore vasculaire.

En revanche, sur la faune il n'y a pas eu de programme national particulièrement porteur mais des initiatives locales dans de nombreuses régions. Elles étaient parfois portées par les DREAL indépendamment du ministère : *« On n'a clairement pas de consignes de notre ministère là dessus. Le*

ministère nous met des consignes sur certains sujets, après chaque région a une certaine magnitude pour pouvoir initier certains projets. » (entretien, administration territoriale en charge de la biodiversité). Toutefois, le chantier initié par la flore a été pour les DREAL une occasion de se confronter aux LRR et à la méthodologie de l'UICN, de façon plutôt réussie d'après les DREAL concernées. Le processus de LRR sur la flore a par la suite aussi influencé le lancement des listes sur d'autres taxons : *« À partir du moment où on s'était engagé dans ce chantier là et que ce chantier là se présentait bien, on s'est dit : pourquoi ne pas profiter de cette LRR nouvelle génération sur la flore pour engager une dynamique plus globale pour les autres groupes taxonomiques. »* (entretien, administration territoriale en charge de la biodiversité).

Au plan national, cette dynamique a aussi été soutenue par la création conjointe par le MNHN et l'UICN du cadre d'harmonisation que nous avons déjà présenté. Celui-ci a contribué à la diffusion et à l'engouement pour l'outil, notamment via la réalisation d'un guide méthodologique et l'organisation de séminaires. Le ministère de l'écologie en central ne finance que les listes nationales, mais pas ce cadre d'appui dédié à l'échelle régionale, pour lequel les protagonistes sont allés chercher d'autres financements. Pour conclure, les LRR ont peu été influencées par l'échelon national hormis pour les LRR flore. Certaines initiatives nationales ont cependant contribué à l'émergence des listes, comme les besoins liés à la réactualisation des listes d'espèces déterminantes pour les Zones naturelles d'intérêt écologique faunistique et floristique (ZNIEFF), ou à la déclinaison régionale de plans nationaux d'action.

1.3 État des lieux des listes rouges régionales en France en 2015

Si notre analyse repose essentiellement sur des entretiens et de la bibliographie, nous avons aussi cherché à les confronter aux faits, notamment en observant la dynamique actuelle des LR en France : qui fait des LR aujourd'hui ? Sur quels taxons ? Avec quelles ressources ? Nous avons réalisé cet état des lieux à partir de la bibliographie mise à disposition sur Internet, région par région (aujourd'hui quasiment la totalité des LRR publiées sont disponibles ou au moins citées sur Internet), de la littérature grise transmise par les personnes rencontrées, et d'un tableau de bord réalisé par FNE et l'UICN France en 2013 puis mis à jour régulièrement¹¹. La dernière actualisation de notre état des lieux date de février 2015 : en 2000 il n'y avait quasiment pas de listes rouges régionales, en 2005 il y en avait une trentaine (ne suivant généralement pas la méthodologie UICN), en 2010 il y en avait environ soixante-dix et en 2015 cent cinquante listes régionales existent ou sont en cours de réalisation, basées presque systématiquement sur la méthodologie UICN.

11 <http://www.uicn.fr/Listes-rouges-regionales-2.html>

1.3.1 Hétérogénéité d'avancement en fonction des régions et des taxons

L'étude dans le détail de ces dynamiques des LRR permet de décrire une grande disparité de réalisation des LR en fonction des taxons et des régions. Tout d'abord, à l'échelle de la France tous les taxons ont été couverts au moins une fois par une LRR et certains taxons ont des LRR réalisées ou en cours de réalisation dans quasiment toutes les régions, comme la flore vasculaire (22 régions sur 22), ou les odonates (15 régions sur 22). Des groupes comme les oiseaux ou les mammifères (notamment les chiroptères) ont aussi des LRR pour la moitié des régions françaises. À l'inverse certains groupes comme les mousses ou les champignons sont très peu couverts (respectivement 6 et 3 listes régionales en cours ou prévues).

Toutes les régions disposent d'au moins une LRR. Certaines réalisent toutes les listes simultanément, comme la région Centre ou l'Alsace, mais la plupart des régions fonctionnent plus au gré des opportunités (ressources disponibles, autres travaux en cours, demande politique, etc.) et publient une ou deux listes par an. On distingue ainsi trois types de régions. (1) Certaines ont des listes régionales depuis le début des années 2000. Elles avancent vite dans la réactualisation (par exemple la région Centre, l'Alsace, l'Auvergne...). (2) Certaines ont des listes relativement récentes même si pas nécessairement avec la méthodologie UICN. Elles ne font pas d'actualisation et sont plus ou moins dynamiques pour de nouvelles listes (Aquitaine par exemple). (3) D'autres n'ont aucune liste avant 2010 et la production de listes rouges y démarre progressivement (Languedoc-Roussillon, Lorraine...).

Hormis les dynamiques de ces LRR qui comme nous venons de le voir sont très variables d'une région à l'autre et d'un taxon à l'autre, le processus même de réalisation de ces listes est très hétérogène. D'après le guide édité par l'UICN France en 2011, il est essentiel d'identifier un coordinateur qui « *prend en charge la mobilisation des différents acteurs et l'organisation de toutes les étapes du projet, de sa définition à la publication des résultats* », et d'associer « *dès le départ les structures régionales amenées à utiliser les résultats et pouvant apporter un soutien au projet (Conseil régional, Agence régionale de l'environnement, DREAL...)* ». Dans les faits, nous observons que les coordinateurs de ces listes sont d'origine institutionnelle très variée : parfois un organisme est chargé de faire la coordination de toutes les listes (exemple d'ODONAT ou de Natureparif), ou ce rôle est assuré par la DREAL (exemple de l'Auvergne), et d'autres fois il n'y a pas de coordinateur régional mais des coordinateurs par taxon. Conformément aux recommandations de l'UICN-fr, les utilisateurs potentiels comme les Conseils régionaux, les DREAL ou les agences régionales de l'environnement sont presque toujours associés, notamment dans le financement des projets. Toutefois, il n'y a pas toujours association simultanément de la DREAL et du Conseil régional. La validation scientifique par le CSRPN est quasiment toujours réalisée, même lorsque ces listes sont antérieures aux recommandations du guide méthodologique, témoignant de l'importance de ce conseil pour qu'elles soient reconnues à

l'échelle régionale (entretiens). Enfin, les critères et catégories de l'UICN n'ont pas toujours été utilisés avant la publication du guide dédié aux LRR, mais depuis sa publication, ils le sont toujours sauf quelques rares exceptions (souvent pour une question d'adaptation méthodologique au taxon étudié).

1.3.2 Hétérogénéité en partie dépendante des ressources financières et des compétences naturalistes disponibles

Des compétences naturalistes inégalement disponibles et qui influencent la réalisation des LR

Le réseau naturaliste n'est pas structuré de manière identique dans toutes les régions de France. Dans certaines régions il y a de nombreuses petites associations indépendantes, dans d'autres des structures de taille importante, fédérant parfois les autres, et dans d'autres encore il y a des structures chargées de rassembler les données naturalistes communes et d'animer le réseau. Dans les régions les plus avancées en terme de nombre de listes (Centre, Picardie, Alsace), une structure indépendante de la DREAL ou des organismes financeurs est souvent chargée de la coordination de l'ensemble des listes.

Au sein des régions, l'organisation du réseau naturaliste varie aussi en fonction des taxons, ce qui peut aussi contribuer à expliquer les différences de vitesse de réalisation des LRR. Pour certains taxons, les spécialistes sont bien identifiés et bien impliqués localement comme pour la flore avec l'animation locale menée par les CBN. Pour d'autres comme les champignons, les experts sont souvent moins nombreux et sans association tête de réseau à l'échelle régionale. Enfin, si le réseau ou les acteurs existent, ils ne disposent pas toujours des bases de données suffisantes pour répondre à la méthodologie de l'UICN. Notamment dans certains cas la donnée est émiettée entre différents organismes, voire entre les naturalistes. La question de la donnée et des spécialistes mobilisables est fondamentale pour mener à bien la réalisation des LRR qui reposent à la fois sur des données quantitatives et sur une évaluation collégiale par des experts (UICN France, 2011). L'existence de spécialistes régionaux, leur structuration en réseau et la disponibilité des données sont autant de facteurs qui limitent la réalisation des listes, mais aussi des facteurs qui peuvent les faciliter (entretiens). À l'échelle nationale, Savouret-Soubelet (2013) constate aussi cette forte corrélation entre les connaissances disponibles sur les différents taxons et géographiquement et la réalisation des listes rouges nationales. Pour certains taxons d'insectes, c'est la complexité des groupes et la détermination difficile de l'espèce (qui doit se faire après prélèvement et analyse avec du matériel optique par exemple) qui limite le nombre de spécialistes existants et donc la réalisation des LRR. Autre exemple, peu d'associations naturalistes suivent les poissons et donc peu de listes rouges sont réalisées (9 publiées en juillet 2014 et seulement 5 selon la méthodologie UICN¹²).

12 <http://www.uicn.fr/Listes-rouges-regionales-2.html>

Des ressources financières inégalement disponibles

Selon les régions et en fonction des acteurs porteurs des LRR, ceux-ci se sont tournés vers différents financeurs. De manière générale, les plus gros contributeurs ont été les DREAL et certains conseils régionaux (CR). Il n'y a pas de financement spécifique alloué par le ministère à l'échelle nationale, mais les DREAL ont la possibilité d'utiliser leurs financements propres pour la réalisation des listes.

Là encore, l'habitude de travail en commun et l'existence de structures dédiées à la gestion des données naturalistes a facilité l'acceptation par les CR et DREAL du principe de financement de la construction des listes. De manière générale les LR ont plutôt été financées par les DREAL que par les conseils régionaux. En effet, les DREAL ont reçu des circulaires pour faciliter la réalisation de ces LRR (entretiens). Une grande partie des conseils régionaux n'ont pas souhaité s'associer aux listes rouges, considérant souvent qu'il s'agissait d'un programme porté par le ministère et donc que c'était au ministère de le financer. Quelques cas particuliers sont observés notamment dans les régions où les Conseils régionaux ont une tradition de financement de la connaissance naturaliste (exemple de l'Île-de-France. On trouve alors quelques cas de co-financement DREAL-Conseils Régionaux (Alsace, Bourgogne, Rhône Alpes...). En pratique, les financements des programmes de connaissance naturaliste se répartissent entre les DREAL et les Conseils régionaux. Les collectivités financent plutôt des atlas régionaux sur les différents taxons que des LRR.

Enfin, les ressources financières des régions sont aussi un facteur clé. L'Alsace ou la région Île-de-France sont par exemple des régions où les CR sont considérés comme ayant des ressources financières conséquentes (entretiens) et ont l'habitude de financer ce type de projets, ce qui expliquerait que ce soient parmi les rares régions où les CR ont financé des LRR :

« On n'a pas eu de difficulté particulière à les convaincre, sûrement parce que c'est une des politiques déjà reconnues. Et on a de la chance parce qu'il y a de l'argent dans notre région (les collectivités sont riches), et qu'il y a des politiques ou des techniciens qui comprennent les enjeux... sans trop de difficulté. C'est en train de changer. » (entretien, association naturaliste).

Dans d'autres régions, il s'est avéré beaucoup plus difficile de faire financer les listes rouges par les CR, parce que ces régions sont moins riches et/ou qu'elles n'ont pas une stratégie forte de financement de la connaissance naturaliste : *« C'est compliqué de demander des sous à la région X et si on réussi à obtenir quelques milliers d'euros on ne les mettra pas sur LR ! »* (entretien, organisation naturaliste inter-régionale). Lorsque les financements des DREAL ou des CR étaient insuffisants, les porteurs de projet se sont tournés vers d'autres moyens de financement. Certains départements ont aussi financé les listes, tout comme certaines agences de l'eau pour les espèces aquatiques. Face à la complexité des démarches administratives et à la diminution des budgets alloués à la connaissance des

établissements publics et collectivités, certains se sont aussi tournés vers des financements européens. Hormis les financements spécifiquement dédiés à la réalisation des listes rouges, l'État et les régions financent aussi directement le fonctionnement de certains organismes producteurs des listes, comme les CBN, les observatoires régionaux de la biodiversité ou certaines associations.

Conclusion de la section 1 :

En 50 ans, les LR se sont fait connaître et reconnaître à toute les échelles d'action et par tous les publics, depuis les scientifiques au départ jusqu'au grand public et aux élus. À l'échelle française, ces listes ont mis du temps à prendre de l'ampleur, notamment parce qu'il n'y avait pas de méthodologie adaptée aux échelles autres que mondiale et parce qu'aucun acteur légitime pour porter l'outil à cette échelle ne s'en était saisi. Seules quelques régions s'étaient équipées de ces listes depuis plusieurs années, souvent portées par une association ou un petit groupe d'acteurs. Aujourd'hui toutes les régions ont lancé leurs projets de listes rouges, à des rythmes variés. Les LR sont donc l'exemple type d'un outil qui a réussi à s'institutionnaliser, même si au départ il n'était porté que par un petit nombre d'acteurs. Dans une perspective stratégique, nous allons nous interroger sur l'intérêt environnement potentiel et concrétisé de l'outil (section 2) mais aussi analyser ce constat d'institutionnalisation : comment les acteurs qui ont choisi de porter l'outil ont réussi à convaincre les autres acteurs de ne pas le remettre en question et de l'inclure dans les politiques publiques (section 3) ?

2 Intérêt environnemental des listes rouges : un potentiel de systématisation de l'information pour renforcer le système d'action existant

Chaque publication d'une nouvelle liste rouge en France est attendue par de nombreux acteurs de la biodiversité, que ce soient les naturalistes, les bureaux d'études ou les services des DREAL en charge de la biodiversité. Tous les organismes coordinateurs ou producteurs des listes rouges rencontrés ont témoigné de l'intérêt dont ces listes font l'objet. Par exemple les coordinateurs des listes sont fréquemment sollicités par des demandes concernant les listes existantes ou à venir. Mais que traduit cet engouement pour les listes rouges, aussi bien régionales que nationales ? S'agit-il uniquement de faire des listes parce que tout le monde en fait ? Les listes rouges peuvent-elles et doivent-elles être un élément central d'une stratégie pour porter les enjeux de protection de la biodiversité ? Comment ? Au départ de nombreux acteurs n'étaient pas convaincus de l'utilité des LR

mais aujourd'hui la plupart ont changé d'avis :

« Quand les LR ont commencé, il y a avait différents sons de cloche, et notamment des gens qui se demandaient à quoi peuvent servir des LR ? Moi le premier je n'étais pas emballé par l'outil. Maintenant je suis rentré dedans à 200 %. [...] Ça marche bien, et ce serait dommage de s'en priver parce que c'est un bon outil de communication et de sensibilisation. » (entretien, organisme naturaliste régional).

« Il y a dix ans ce n'était pas aussi clair que le ministère voulait des LR. On utilisait plutôt les niveaux de rareté et de régression, des critères qui ne veulent pas dire grand chose. » (entretien, administration centrale, biodiversité).

Dans cette partie nous regardons la contribution réalisée ou potentielle des listes rouges à l'amélioration de l'état de la biodiversité en France. Nous verrons comment les LR ont contribué à la connaissance et à la reconnaissance d'un objet écologique d'attention, l'espèce menacée. Nous analysons ensuite les logiques d'action envisagées par les acteurs à partir de l'outil LR : comment ce programme contribue-t-il aux stratégies envisagées par les AE pour faire changer la situation de gestion ?

2.1 Construction d'un objet écologique aujourd'hui reconnu par tous : l'espèce menacée

2.1.1 LR et émergence du concept d'espèce menacée

Une simple revue de presse généraliste permet de constater que le terme d'espèce menacée fait désormais partie du langage courant, comme l'illustrent ces titres d'articles de presse : « *Partis politiques, espèce menacée* »¹³, « *Le spermatozoïde est-il devenu une espèce menacée ?* »¹⁴, ou encore « *Les médecins généralistes, une espèce menacée* »¹⁵. Pourtant le terme d'espèce menacée n'est pas très ancien, il est apparu dans les années 70, en même temps que les mouvements de conservation de la nature. Les grandes ONG internationales et en particulier le WWF et l'UICN ont fortement contribué à son émergence. Leur stratégie était de créer un objet écologique pouvant attirer l'attention des médias et du grand public (entretiens). L'entrée par les espèces menacées, comme le panda du WWF, a le potentiel pour avoir un impact médiatique fort. Le WWF s'est alors consacré quasi exclusivement, et au moins durant ces deux premières décennies (années 60 à 80), à la protection des espèces menacées ainsi qu'à la gestion ou la mise en place d'aires protégées contenant ces espèces emblématiques (Chartier, Ollitrault, 2005). Les LR ont contribué à rendre le terme d'espèce menacée connu de tous et utilisé auprès du grand public :

13 <http://www.monde-diplomatique.fr/2010/05/LEFEBVRE/19125>

14 <http://www.atlantico.fr/decryptage/spermatozoide-est-devenu-espece-menacee-mutants-jean-francois-bouvet-flammarion-1563868.html#IPTgJ4Su8dS2696q.99>

15 <http://www.europe1.fr/sante/les-medecins-generalistes-une-espece-menacee-2144067>

« On a beaucoup utilisé la notion de LR pour sensibiliser les médias, parce que la notion d'espèce menacée, ou « en voie de disparition » passait bien. [...] Rendre ce terme courant, avoir fait passer cette notion dans le très très grand public, c'est l'acquis des LR. » (entretien, ONGE).

T. Gaodefroy de Mombynes et L. Mermet (2003) montrent ainsi que la focalisation sur des objets écologiques relève pour les ONG de la mobilisation de données biologiques mais aussi des considérations d'opportunité en matière d'action de conservation. Dans leur étude portant sur L'ONG Conservation International, ils montrent que le poids donné à la notion de menace dans l'approche des « hotspots » n'a pas seulement une portée et une justification techniques. Cette notion fait écho aux perceptions d'urgence du public et elle offre un appui à des stratégies d'action « *plus risquées, plus offensives, que d'autres systèmes de priorité qui privilégient, par exemple, les zones où le maximum de conditions pour une action de conservation réussie sont réunies (et donc, a priori, pas les zones les plus menacées)* » (Mombynes, Mermet, 2003). Les ONG mobilisent les concepts qui leur sont les plus utiles, parce qu'ils leur permettent d'agir. C'est exactement ce qu'elles ont fait avec le concept d'espèce menacée.

Un objet facilement compréhensible et qui sensibilise

Les espèces sont des éléments facilement compréhensibles pour le grand public (plus que les « écosystèmes », les « gènes » ou la « biodiversité »), sur lesquels il est possible de mettre une image attractive (le panda par exemple). Les listes rouges permettent de sensibiliser à l'avenir de ces espèces emblématiques mais aussi à d'autres aspects de la biodiversité (Possingham et al., 2002). Par exemple elles permettent de montrer la diversité des espèces et leur grand nombre sur Terre, puisqu'on arrive à des dizaines de milliers d'espèces évaluées mondialement et des milliers nationalement. Le discours de l'UICN repose sur cette idée : *« Pendant des générations, le regard posé sur les espèces peuplant le monde est resté largement spéculatif et il s'est en grande partie focalisé sur de grands mammifères charismatiques, mais depuis peu, nous avons commencé à beaucoup mieux comprendre la situation de la biodiversité dans sa globalité, des plus petits invertébrés et des champignons aux grands arbres de nos forêts en passant par les baleines peuplant nos océans. »* (Vié, Hilton-Taylor, Stuart, 2009). À l'échelle française, les promoteurs des listes constatent aussi cette facilité à faire passer des messages avec les LR auprès des publics non spécialistes. Par exemple, des articles sont régulièrement publiés sur les listes rouges régionales ou nationales dans la presse généraliste. La sortie d'une nouvelle liste rouge est ainsi l'occasion de réexpliquer le concept d'espèce menacée et de parler de la biodiversité régionale (Jantet, 2012 ; Provenzano, 2014 ; Le Monde avec AFP, 2012).

« C'est frappant, parlant, et même pour le politique ! Ils sont complètement nuls en environnement mais même un homme politique est capable de comprendre une liste rouge. » (entretien, chercheur).

« C'est un bon outil parce qu'il n'a rien de sorcier. Tu contextualises, tu prends un exemple dans les milieux agricoles et tu expliques pourquoi c'est menacé. Et ça ils sont friands les journalistes et autres... C'est visuel, concret. » (entretien, organisme naturaliste régional).

Dans l'idée de menace, une notion de responsabilité est attribuée à l'homme. Cette menace renvoie aussi à une urgence face à la crise *« fait écho à la perception par le public et les médias des problèmes environnementaux »* (Lascoumes, 1994, cité par Gaudeffroy de Mombynes et Mermet, 2003). Enfin, l'aspect quantitatif (*« X milliers d'espèces menacées »*) augmente le sentiment d'urgence.

En revanche, si le principe des listes est facile à comprendre pour toute personne, le détail de la méthodologie et notamment la différence avec la rareté des espèces ne sont pas toujours bien compris. Par exemple, dans la LRN des mammifères, le dauphin est *« préoccupation mineure »* alors que le lapin est *« quasi menacé »*. Ces statuts sont contraires à l'imaginaire collectif, ce qui peut rendre plus difficile l'acceptation de l'objet *« espèce menacée »*, tendant à décrédibiliser l'évaluation aux yeux de certains (entretien, administration territoriale en charge de la biodiversité).

Le concept d'espèce menacée s'est donc diffusé largement. Il est connu du grand public et des décideurs et cela notamment grâce aux listes rouges, au départ à l'échelle internationale mais aussi à l'échelle française ou régionale. Cette sensibilisation au concept d'espèce menacée est-elle suffisante pour préserver la biodiversité ? Cet objet écologique devient-il aussi un objet d'attention pour les décideurs ? Peut-il contribuer à conserver d'autres éléments de la biodiversité ? Ou au contraire à refermer le débat ?

2.1.2 LR et débats sur l'écologie de certaines espèces

Avec la montée en puissance des listes rouges en France, les débats sur leur méthodologie et sur leur utilisation ont permis de faire apparaître de nouveaux concepts et de nouvelles interrogations sur la manière de parler de la biodiversité et de la préserver.

Par exemple, la présentation de la méthodologie UICN permet d'insister sur la différence entre une espèce rare et une espèce menacée, puisque même chez les naturalistes la confusion existe. À partir d'une donnée naturaliste fondée sur de l'observation de présence, les experts sollicités et/ou les amateurs éclairés prennent conscience de l'importance de l'écologie des populations et de la mesure des tendances des populations. Par exemple, une espèce encore abondante qui n'est pas considérée comme rare peut déjà être en déclin et la LR permet d'argumenter sur ce déclin. Ainsi en Île-de-France, la Pipistrelle commune est classée comme *« vulnérable »*, et le Moineau Friquet est classé *« quasi menacé »* alors qu'ils sont encore présents sur toutes les communes et qu'ils ne sont donc pas considérés comme rares par les spécialistes. Mais la réalisation de la LR a permis de mettre en avant la diminution de leurs effectifs. Il en est de même pour d'autres espèces, comme le Bouvreuil.

Inversement d'autres espèces considérées comme rares ont des populations qui se portent bien, comme le Faucon pèlerin (entretien, organisme naturaliste régional).

Outre les débats sur la rareté des espèces, des débats ont eu lieu sur l'endémisme des espèces et sur la notion d'espèce introduite ou réintroduite. L'UICN recommande de considérer les espèces introduites après les années 1500 comme non indigènes. Toutefois, pour certains groupes taxonomiques, les experts peuvent s'accorder sur d'autres principes analogues si la situation le justifie (UICN France, 2011). Ces questions d'espèces introduites ou réintroduites ont des implications fortes en termes de choix de conservation : par exemple sur la nécessité ou non de mettre en œuvre des programmes pour les conserver.

Les LR ont contribué à alimenter un certain nombre de débats au sein des spécialistes sur les moyens à mettre en œuvre pour préservation des espèces, sur les facteurs écologiques essentiels mais aussi sur les espèces à préserver. Toutefois, pour l'instant de tels débats existent mais ils n'ont pas encore concrètement influencé les politiques actuelles de conservation de la biodiversité.

2.1.3 Un focus sur les espèces menacées parfois trop restreint

Si les listes rouges ont l'avantage de se focaliser sur un seul objet écologique, les « espèces menacées », ce focus n'est pas du goût de tous les acteurs. Notamment parce que les espèces mises en avant par ces listes sont celles qui vont le plus mal. Certains voudraient ainsi des « *listes vertes* » (entretiens) pour parler aussi des succès, c'est-à-dire des espèces qui vont mieux. Dans la pratique les catégories sont surtout construites pour classer les espèces les plus menacées, la méthode ne permet que peu de nuances pour les espèces qui ne sont pas menacées. Naturellement l'attention est portée vers les espèces « menacées » et non les « quasi menacées », qui pourraient bientôt être menacées ou celles pour lesquelles les données sont insuffisantes ou la méthodologie non applicable. Les LR donnent une réponse tout faite au débat sur les choix de la biodiversité que l'on veut préserver, ce qui peut avoir tendance de fait à masquer ce débat de société aux yeux des décideurs et du public (Billé, 2015).

« A mon avis on attend d'être au pied du mur pour s'y intéresser : on attend que l'espèce soit rouge cramoisie quasiment éteinte avant de s'y intéresser. Il y a ce petit défaut là : tant qu'une espèce n'est pas ultra en danger on ne s'y intéresse pas forcément, c'est le revers de la médaille. » (entretien, organisme technique en charge de la biodiversité dans les milieux aquatiques).

Malgré son succès auprès des naturalistes et malgré leur écho par rapport aux politiques de biodiversité historiques focalisées sur les espèces (espèces protégées, ZNIEFF, etc.), la LR et le concept d'espèces menacées ne sont pas toujours facilement intégrables aux politiques publiques les plus récentes qui sont focalisées sur d'autres approches : approches écosystémiques et évaluations des

services écosystémiques, ou des approches sur les espèces mais plus dynamiques comme sur les continuités écologiques. L'outil est bien adapté aux politiques des années 70 à 90 centrées sur les espèces, des politiques qui sont désormais inscrite dans le système d'action. Il apparaît comme un peu décalé par rapport à certaines préoccupations des politiques publiques actuelles. Par ailleurs, sur le volet sensibilisation l'accent est de plus en plus mis sur la biodiversité ordinaire, celle censée être la plus proche des citoyens, et moins sur la menace, dans une approche plus positive de la nature où l'idée est de réconcilier le citoyen à la nature et non de lui faire peur (Fleury, Prévot-Julliard, 2012).

Conclusion de la section 2.1

Historiquement les grandes ONG internationales ont beaucoup porté ce concept d'espèces menacées. Aujourd'hui leurs stratégies sont autres, d'une part parce qu'elles ont atteint leur objectif de faire passer cette notion dans le grand public et dans les politiques publiques (l'indice sur les espèces menacées est par exemple un des indicateurs de référence de la CDB) et d'autre part parce que le concept est devenu trop limité par rapport aux nouveaux enjeux qui intéressent la société et ces ONGE (changement climatique, pollutions...). Elles focalisent désormais plus leurs discours et leurs actions sur les menaces qui pèsent sur la biodiversité, et ont une démarche censée être plus globale et compatible avec le développement des populations, comme le développement durable (Chartier 2004). Ainsi, pour les ONGE à l'échelle nationale que nous avons rencontrées, comme Noe Conservation, FNE ou le WWF, les listes rouges ne font plus spécifiquement partie de leurs stratégies (entretiens). Ces ONGE n'ont plus de stratégie focalisée sur les espèces menacées, même si celles-ci restent emblématiques dans leur campagnes de communication ou dans la présentation de certains programmes d'action en utilisant les espèces menacées comme espèces emblématiques (entretien, ONGE). Le premier succès environnemental concernant les LR est d'avoir réussi à promouvoir un nouvel objet écologique. Aujourd'hui cet objectif est atteint. Les AE continuent pourtant à solliciter la réalisation et l'utilisation des listes. Pourquoi ?

2.2 Apport pour la connaissance naturaliste et les acteurs de la connaissance naturaliste

En tant qu'outil à visée informative et évaluative, les LR pourraient aussi contribuer à acquérir de la connaissance sur les espèces menacées. Bien que ce ne soit pas le principal objectif affiché par les concepteurs, l'outil est toutefois conçu et promu entre autres par des acteurs de la connaissance, notamment les associations naturalistes. Analysons plus en détail cette contribution des LR à la connaissance sur la biodiversité : contribution directe via l'acquisition de connaissances mais aussi indirecte via le renforcement des acteurs de la connaissance.

2.2.1 *Acquérir des connaissances naturalistes*

Acquisition et mutualisation de nouvelles connaissances en amont des LR

À l'échelle nationale, le SPN est responsable de la synthèse des données sur les statuts des espèces et de les rendre compatibles avec d'autres programmes, assurant la diffusion de l'information et surtout sa pérennité (dans le cadre de l'INPN et suivant le référentiel taxonomique national). Afin de favoriser la mise à disposition des données qui ont servi à réaliser les évaluations, ils encouragent les spécialistes à signer des conventions sur la mise à disposition de ces données notamment dans l'INPN. Cette étape n'est pas toujours un succès, les naturalistes tenant à la propriété de leurs données. À l'échelle nationale, il n'y a donc pas systématiquement d'acquisition de nouvelles connaissances, toutefois il y a une mise en correspondance des statuts avec la connaissance existante via l'INPN.

À l'échelle régionale, le phénomène est le même. Parfois la structure coordinatrice ne récupère aucune donnée brute, chaque structure gère ses données. Lors de l'évaluation la structure coordinatrice ne garde que les points de discussion (entretien, organisme naturaliste régional). En revanche, lorsque les listes sont réalisées par un organisme coordinateur qui est aussi le producteur principal de données, comme c'est le cas pour la flore avec la participation des CBN, ceux-ci disposent généralement de leur base de données principale qui sert à l'évaluation. Dans le cas des CBN, cette base de données existantes est désormais mise à disposition¹⁶ (même si la mise à disposition est indépendante du programme LR), participant à l'augmentation de la connaissance sur la flore de multiples acteurs et non seulement les producteurs.

Toutefois, dans certains cas, les projets de listes rouges permettent réellement d'acquérir de nouvelles connaissances ou d'organiser leur mutualisation, par exemple en stimulant le remplissage des données dans les bases naturalistes. Les spécialistes se sont mobilisés pour avoir des bases de données qui serviront ensuite à la réalisation de listes rouges. Cet effort de mobilisation des données issues du réseau naturaliste en préalable à la réalisation des LR, a été particulièrement remarqué pour les odonates en Île-de-France : 300 collaborateurs ont participé et 15 000 données ont été récoltées ou mises à jour (entretien, association naturaliste).

Pour conclure, les LR permettent d'acquérir de nouvelles connaissances : l'évaluation de l'état de menace. Cependant pour la majorité des taxons il n'y a pas d'autre acquisition de connaissances préalable aux évaluations. Les participants à l'évaluation arrivent chacun avec leurs données et repartent avec. Dans certains cas, des programmes d'acquisition de connaissances des espèces ont été lancés au préalable à la réalisation des listes : soit par de nouvelles collectes de données, soit par la mutualisation de données existantes. Pour les taxons très bien connus, pour lesquels les données sont

16 http://siflore.fcbn.fr/?cd_ref=&r=metro

déjà abondantes et bien structurées et pour lesquels le réseau des spécialistes est bien établi (exemple des oiseaux), il n'est pas nécessaire d'acquérir de nouvelles données pour évaluer leur état de menace. À l'inverse, pour d'autres taxons il y a un réel enjeu d'acquisition de connaissances préalables, soit parce que les taxons sont peu étudiés, soit parce que les données existent mais ne sont pas mutualisées (pour des raisons techniques mais aussi politiques).

Dernier axe de ce volet sur l'acquisition de connaissances, les listes rouges régionales et nationales sont peu valorisées par des publications scientifiques, sauf lorsqu'elle sont couplées à des propositions de recommandations de gestion, comme P. Feldmann et D. Pratt (2011) avec la LR des orchidées. Leur utilisation pour répondre à des problématiques de recherche est souvent inappropriée, comme le montrent H.R. Akçakaya et ses collaborateurs sur l'utilisation des critères de l'UICN pour prédire les impacts du changement climatique sur la biodiversité (Akçakaya et al., 2006). Par ailleurs, la publication des listes rouges régionales et nationales n'est pas reconnue par la sphère académique comme un travail permettant de donner lieu à des publications (entretiens). Les chercheurs qui y participent le font plutôt à titre personnel.

Prioriser et dynamiser les projets d'acquisition de connaissance de manière générale

Hormis les connaissances acquises en amont de la construction des listes rouges, le statut des espèces sur listes rouges pourrait être un critère de choix pour orienter les futurs programmes de recherche ou inventaires naturalistes. En particulier, les espèces « Data Deficient » (DD) pourraient servir de base à de tels projets d'acquisition de connaissance et pourtant nous avons peu observé cette situation, pour plusieurs raisons. Tout d'abord, pour les groupes bien connus, peu d'espèces « DD » sont répertoriées sauf pour des problèmes de systématique (sous-espèces, changement de classification...). Par exemple sur la liste rouge nationale des oiseaux de France métropolitaine, il n'y a que quatre espèces nicheuses « DD » sur 277 évaluées, soit 1,4% (UICN et al., 2011). Pour comparaison, sur des taxons comme les poissons d'eau douce, on recense 31,9 % d'espèces « DD ». La mise en avant par les LR de la nécessité d'acquérir de nouvelles connaissances dépend fortement de l'état de connaissance pré-existant.

Parfois l'acquisition des nouvelles connaissances est limitée par les moyens humains, par exemple pour les taxons où il n'y a pas ou peu de spécialistes. Par exemple, d'après les acteurs alsaciens, dans leur région, les bryophytes comptent 23% d'espèces « DD », mais seulement trois bryologues sont compétents sur la région, ce qui ne permet pas pour l'instant d'améliorer significativement la connaissance sur ces espèces. À titre de comparaison, une des seules autres régions équipée d'une LR sur les bryophytes est la Picardie où seulement 10% d'espèces sont « DD » et « NA », et six spécialistes ayant réalisé l'évaluation (Hauguel, 2013). Une première liste réalisée en 2008 a permis de lancer une dynamique pour mobiliser la connaissance des experts et en particuliers

des gestionnaires. Grâce à cette dynamique elle a été réactualisée rapidement en 2013 (Hauguel, 2013).

Si une LR permet de dénoncer un manque de connaissances sur une espèce ou un taxon, elle ne permet pas de décrire l'ampleur de ce manque de connaissances, les moyens à mettre en œuvre, ni l'intérêt patrimonial de ces espèces sans statut et donc l'intérêt à financer des programmes sur ces espèces, notamment dans un contexte de restriction accrue des financements des projets de connaissance. Cependant, malgré les difficultés à prioriser l'acquisition de connaissances à partir des LR, nous avons observé quelques cas où l'argument de la patrimonialité et de la responsabilité de la France ou d'une région permet de motiver les politiques à financer ces programmes d'acquisition de connaissances, argument déjà utilisé par exemple sur les requins à l'échelle nationale¹⁷ ou sur les bryophytes en région Auvergne (entretiens).

La démarche d'acquisition de connaissances pour les LR est aussi parfois couplée à la réalisation d'atlas, les différents projets s'alimentant mutuellement. Souvent, ce sont aussi les mêmes acteurs qui les réalisent, comme en Alsace pour l'atlas des amphibiens et reptiles. Lorsque des programmes de connaissances ont réellement été lancés, ils étaient souvent couplés à d'autres projets plus généraux sur les taxons, comme des atlas ou des plans régionaux d'action. Par exemple en Ile-de-France, il a été choisi d'inclure les espèces « DD » dans les espèces cibles du plan régional d'action (PRA en faveur des odonates d'Ile-de-France).

Toutefois, ces LRR sont arrivées trop tard pour un certain nombre de programmes (ou ne sont pas encore réalisées). Dans le cas des programmes d'inventaires ZNIEFF par exemple, les données issues des listes rouges n'ont pas servi puisqu'elles sont arrivées après les phases de modernisation, les listes d'espèces déterminantes ZNIEFF ayant déjà été mises à jour.

Pour conclure, la contribution majeure des LRR et LRN à l'acquisition de connaissances ne réside pas toujours dans la potentialité qu'elles offrent d'acquérir directement de nouvelles connaissances mais plutôt dans la capacité qu'elles confèrent indirectement aux acteurs à argumenter pour convaincre de financer plus d'acquisition de connaissance sur les espèces les plus menacées ou sur celles pour lesquelles l'évaluation ne peut être réalisée faute d'avoir suffisamment de données.

2.2.2 Soutenir les acteurs de la connaissance naturaliste

Malgré le fait que les LR permettent peu d'acquérir directement de nouvelles connaissances sur les espèces, il semblerait que les spécialistes refusent rarement de participer à l'élaboration des LR

17 UICN et MNHN, communiqué de presse 17 décembre 2013

et les organismes sollicités pour les coordonner sont aussi rarement réfractaires. Les quelques récalcitrants le sont souvent par scepticisme par rapport à la méthodologie (qui n'est pas parfaitement adaptée à certains taxons), mais peu par scepticisme sur l'utilité des listes ou par jeux politiques. Au contraire, parfois des tensions apparaissent entre organismes voulant animer les listes. L'existence de ces conflits entre structures et la motivation des experts à participer aux listes suggèrent que ceux-ci trouvent d'autres intérêts à participer, comme le fait de « *mettre en valeur leur travail naturaliste* » (entretien, organisme d'expertise naturaliste national). Quelles sont alors les motivations des acteurs ayant des objectifs de connaissances qui participent aux listes ?

Gagner des compétences : s'assurer une meilleure connaissance du territoire

Même si la participation aux listes rouges ne permet pas nécessairement aux évaluateurs de disposer des données, les discussions lors de l'évaluation leur permettent d'acquérir de nouvelles connaissances générales : découvrir le statut d'espèces dont ils ne sont pas spécialistes (ils ne sont pas toujours spécialistes de l'ensemble du taxon), et acquérir une vision élargie des enjeux à l'échelle régionale mais aussi en lien avec les régions limitrophes. Toutes ces compétences naturalistes seront utiles pour ces acteurs, souvent aussi membres d'associations ou de bureaux d'études chargés ensuite de réaliser des diagnostics ou des plans de gestion :

« L'autre produit qui nous intéresse, pour pouvoir mieux asseoir nos expertises et mieux faire travailler notre réseau c'est de savoir quelles sont les espèces les plus menacées, quelles sont celles dont la population augmente et celles où elle régresse. » (entretien, association naturaliste).

« Ils ont tout intérêt à sortir une liste rouge odonates ou papillons. Parce qu'en lançant cette dynamique ils engrangent de la donnée, ça leur permet d'avoir des bases les plus complètes possibles sur lesquelles après fonder leurs analyses et leurs recherches. » (entretien, organisme naturaliste régional).

Créer et motiver les futurs experts et plus généralement fédérer un réseau naturaliste parfois fragmenté

Donner envie aux naturalistes de participer ponctuellement aux listes peut aussi intégrer une stratégie de plus long terme des coordinateurs ou des associations. Dans un contexte où il y a à la fois de plus en plus de naturalistes amateurs (sur les oiseaux par exemple) mais aussi de moins en moins de naturalistes spécialisés sur les taxons difficiles à identifier comme les pollinisateurs (entretien association naturaliste), les LR sont une occasion de motiver les amateurs à devenir de réels spécialistes. Les associations ont besoin de ces spécialistes : développer leurs capacités d'action passe par le développement de leur réseau de compétences. Les spécialistes du réseau permettront ensuite d'identifier les problèmes et de faire pression pour leur prise en compte ou au moins d'en informer les acteurs plus militants. Les LR sont l'occasion de motiver les futurs experts :

« Le but c'est de créer les futurs experts. Tu gagnes du temps s'ils ont pu assister aux débats. Même si au début ils sont timides et qu'ils n'osent pas parler, si les gens passent un bon moment, en mangeant un bout de quatre-quarts et en buvant un verre de cidre, c'est gagné ! » (entretien, association naturaliste).

Selon les contextes régionaux et les taxons, nous avons vu que le réseau naturaliste était parfois très fragmenté. Les listes rouges sont une occasion de plus pour faire se communiquer ces sous-réseaux, notamment via la mise en place de forums de discussions et d'échange d'informations. Les LR fonctionnent comme un « produit d'appel » comme les interlocuteurs l'ont observé en Ile-de-France sur les odonates ou en Auvergne sur la fonge.

« C'est un outil génial : en Île-de-France le réseau de spécialistes sur les odonates était fragmenté, et chaque spécialiste d'envergure régionale était recroquevillé dans sa micro région. [...] La LRR a permis de mettre autour de la table des gens qui n'avaient pas de raison de se parler parce qu'ils étaient chacun dans leur coin. » (entretien, association naturaliste).

« J'ai organisé une première d'une réunion de mycologues, tout le monde se connaissait mais c'était la première fois qu'ils se voyaient tous ensemble. On n'arrête pas d'essayer de leur vendre le SINP, ils nous disent « vous êtes bien gentils, mais nous ça ne va nous servir à rien ». Quand on leur dit que quand tout sera mis dans un pot commun avec des formats identiques on pourra réaliser une liste rouge et revendiquer la patrimonialité de la fonge en Auvergne, là tout de suite c'est un produit d'appel et ça les intéresse. » (entretien, administration territoriale en charge de la biodiversité).

Nombre de nos interlocuteurs ont aussi insisté sur l'intérêt personnel à participer à ces listes. Pour certains spécialistes qui ont plutôt l'habitude de travailler seuls sur le terrain, le moment de définition des statuts correspond souvent à une occasion de rencontres, d'échanges entre spécialistes et le tout sous la forme d'un « jeu ».

« Il y a ce côté ludique qui marche bien, qui permet de renforcer le réseau, de le dynamiser, pour ça c'est vraiment un bon outil pour le côté naturaliste » (entretien, organisme naturaliste régional).

Toutefois, malgré les quelques « success story » décrites ci-dessus, comme celle de la LRR des odonates en Île-de-France, nous n'avons pas toujours observé un tel effet sur le réseau associatif, soit parce que ce réseau n'a pas été sollicité, soit parce qu'il n'y a pas de spécialistes ou qu'ils ne sont pas assez nombreux et déjà fortement sollicités (entretiens).

Gagner des ressources financières

Tout d'abord, la coordination de listes rouges permet parfois aux structures coordinatrices d'obtenir des financements, dans une période où les subventions de fonctionnement accordées par les services publics sont de plus en plus réduites (entretiens). Les associations ou autres organismes naturalistes doivent convaincre les financeurs, notamment en leur proposant des projets concrets. Ils

ont ainsi tendance à soutenir les projets ayant un volet d'acquisition de connaissances (entretien, administration centrale en charge de la biodiversité). Par exemple, dans certaines régions où des listes ont été réalisées avant que la méthodologie UICN soit mise en place, des associations essaient de demander à leur DREAL de refaire ces listes, pour une question d'homogénéité à l'échelle nationale mais aussi pour obtenir de nouveaux financements (entretiens). Cependant, cet intérêt financier de la participation aux listes rouges est à relativiser. D'une part les membres du comité d'évaluation ne sont pas rémunérés, seuls les coordinateurs le sont pour animer l'élaboration des listes et d'autre part le montant est généralement faible par rapport au travail bénévole accompli (quelques milliers d'euros en général). L'aspect financier n'est pas le moteur principal de leur participation. Ils trouvent aux listes d'autres intérêts, par exemple de gagner en légitimité comme nous l'explique un coordinateur « *Ce n'est pas toujours prioritaire : en fait on est un peu déficitaires, on a sous estimé le travail de coordination mais ça permet de gagner en légitimité...* » (entretien, organisme naturaliste régional).

Gagner en légitimité

L'intérêt essentiel des acteurs à participer aux listes rouges est de gagner en légitimité. Participer à l'évaluation des statuts des espèces signifie être reconnu par les autres acteurs du territoire et les institutions comme celui qui dispose des informations sur le territoire et qui est expert du taxon. Certains naturalistes indépendants font par exemple figurer leur participation aux listes rouges sur leur *curriculum vitae*. Ce gain en crédibilité et légitimité est valable aussi pour d'autres organismes qui ont des compétences sur la biodiversité et cherchent à être reconnus comme experts (ONEMA, ONCFS, fédérations de pêche ou de chasse...). La présence des logos des associations lors de la publication des listes est fondamentale et c'est un enjeu fort de discussions au moment de la rédaction des conventions de partenariat (entretiens). Et inversement, la participation des sociétés savantes permet la reconnaissance des listes par leurs adhérents :

« Travailler sur les LR ça permet de légitimer notre action en faveur de la prise en compte des insectes dans l'environnement et de la faire connaître. C'est à dire qu'au moment où la liste rouge va sortir on y sera associé, on sera dans le communiqué de presse etc. On va se dire « tiens il y a une association en France qui se préoccupe des insectes ! » ». (entretien, association naturaliste).

Coordonner des listes rouges et être reconnu comme un interlocuteur référent et légitime

Pour les coordinateurs des listes, l'enjeu est assez semblable à celui des évaluateurs : ils deviennent des nœuds centraux du réseau naturaliste local et l'acteur référent sur le taxon correspondant pour les financeurs ou les décideurs. Ils peuvent ainsi être plus souvent sollicités par la suite ou avoir plus facilement accès à des financements. Les LR permettent la reconnaissance de leur statut d'expert et de coordinateur du réseau naturaliste, d'interlocuteur principal. À l'échelle nationale l'animation de ces LRR a aussi été pour l'UICN une occasion de prendre conscience de ce qui se passe

sur les territoires, et de nouer des liens avec des associations et observatoires régionaux ou des DREAL :

« Les LRR n'ont pas servi à se faire connaître car les gens connaissaient déjà bien les LRN et internationales. Mais pour nous, ça nous a permis de mieux nous connecter au terrain. Avoir une approche régionale ça nous a permis de dialoguer avec les gens qui utilisaient les résultats nationaux et d'être rassurés. [...] Ça nous a permis de dialoguer avec les observatoires régionaux. Je ne sais pas si ça nous sera utile pour les LRN mais on a une meilleure compréhension du jeu d'acteur qui est très subtile au niveau régional, il y a par exemple une grosse influence des élus. » (entretien, organisation nationale de protection de la nature).

Conclusion du 2.2

Pour conclure, les LR sont une occasion forte de structurer et de renforcer le réseau d'acteurs de la connaissance. Le succès des LR s'explique en partie grâce au fait que ces objets ont permis d'intéresser des acteurs (qui pour certains se parlent peu) et de sceller des alliances autour d'un projet commun.

Si les acteurs de la connaissance se sont intéressés au projet, ce n'est pas uniquement par curiosité scientifique mais aussi parce qu'en termes de ressources et compétences, les LR ont un fort potentiel stratégique pour le développement interne et externe des organismes spécialistes participants. Toutefois, comme dans tout projet qui a suscité des alliances et la constitution d'un nouveau réseau, le réseau n'est pas nécessairement stabilisé à la suite de ces interactions (Callon, 1986). Les listes sont renouvelées tous les dix ans, il est donc légitime de s'interroger sur la survie entre temps de ce nouveau réseau. Dans certains cas, nous avons déjà observé de nouveaux projets collectifs et des alliances qui se sont scellées mais il serait intéressant d'observer à plus long terme ce phénomène de réseau.

2.3 Un apport notable pour l'action en faveur de l'environnement

2.3.1 Une liste d'interprétation de la réglementation sur les espèces protégées

Une utilisation des LR mentionnée par tous les acteurs d'environnement et les acteurs régulateurs rencontrés est la potentialité de les mobiliser pour interpréter la réglementation sur les espèces protégées.

Un système de protection juridique stricte, mais parfois en décalage avec la réalité

L'article L. 411-1 du Code de l'environnement prévoit un système de protection stricte des espèces de faune et de flore sauvages dont les listes sont fixées par arrêté ministériel. Dans les activités et projets d'aménagement, ces espèces protégées doivent être prise en compte : si un projet ou une

activité est reconnu comme susceptible de porter atteinte aux espèces, des variantes au projet initial ou des mesures d'évitement doivent être trouvées. Exceptionnellement, l'autorité administrative peut, en accord avec l'article L. 411-2 du code de l'environnement, reconnaître un droit de dérogation à ces interdictions. Les premières listes d'espèces protégées ont été élaborées en juillet 1976, dans le cadre de l'élaboration de la loi relative à la protection de la nature, à partir de critères assez flous¹⁸, sur proposition de spécialistes et après délibération du CNPN. Des listes complémentaires ont été établies à l'échelle régionale, notamment sur la flore. À l'échelle nationale certaines listes ont été mises à jour récemment, comme celles sur les mammifères, les oiseaux ou les amphibiens qui ont été mises à jour dans les années 2000. Les autres listes, notamment sur la flore et les poissons sont très anciennes : elles datent du début des années 80. À l'échelle régionale, les listes d'espèces protégées sont relativement anciennes puisque réalisées pour la plupart entre les années 80 et 90 (référencement INPN). Il n'y a pas eu d'actualisation, ce qui fait que les listes d'espèces protégées sont parfois en décalage avec la réalité de terrain. Ces listes ne sont pas mises à jour très régulièrement pour plusieurs raisons. La principale est qu'on ne peut modifier trop fréquemment les réglementations impactant des projets à long terme comme des infrastructures. De plus, la réactualisation des listes est un travail fastidieux, qui aujourd'hui ne pourrait plus se faire à dire d'experts et qui serait fortement politique (entretiens). Par conséquent, un décalage existe entre ces listes anciennes et d'autres réglementations qui ont évolué. Pour la flore par exemple, quinze espèces végétales présentes en France ne sont pas protégées alors qu'elles figurent dans l'annexe 1 de la convention de Berne (FCBN, 2012).

Ces listes d'espèces protégées sont parfois trop exhaustives (quasiment l'ensemble des oiseaux sont protégés alors que seulement 26 % sont considérés comme menacés dans la LRN, d'après l'UICN France et le MNHN, 2011), ou trop restrictives (comme pour la flore vasculaire, seulement 559 espèces protégées sur les 4400 estimées, soit 12 % de protégées alors que sur les 1000 espèces évaluées dans la LRN 30% sont menacées). Ce décalage ne permet pas toujours aux services de l'État de s'appuyer uniquement sur ces listes pour donner des autorisations pour les projets, ils peuvent alors utiliser les LR. Il en est de même pour la plupart des groupes, hormis les vertébrés qui ont déjà tous un statut (nuisible, chassable, protégé...).

Des LR utilisées pour pallier les manques de la réglementation sur les espèces protégées

Confrontés aux limites des listes d'espèces protégées, les DREAL et le ministère en central utilisent de plus en plus les listes rouges pour les aider à interpréter la réglementation. Un certain nombre de DREAL ont explicitement demandé à ce que les statuts LR soient mentionnés dans les études d'impact et que les bureaux d'études donnent la liste des espèces qu'il a considérées et leur statut par rapport aux LR (entretien, association naturaliste).

18 Loi 76-629 du 10 juillet 1976

« On demande aux porteurs de projets (carriers, porteurs d'infrastructures,...) et aux bureaux d'étude d'apporter les éléments de connaissance les plus précis possibles sur le statut de menace de chaque taxon. C'est notre clé d'entrée. [...] Ça nous permet aussi à leur égard, et eux vis à vis de nous, de pondérer un petit peu le poids des mesures d'évitement, des mesures compensatoires, et donc de ce qu'il faut mettre en œuvre dans le cas de demande de dérogations sur les espèces protégées en fonction des statuts des espèces sur la liste rouge. » (entretien, administration territoriale en charge de la biodiversité).

« Un chargé de mission sur les espèces en DREAL n'est pas omniscient sur le sujet, donc ses outils c'est les arrêtés de protection et les listes rouges. » (entretien, administration territoriale en charge de la biodiversité).

Un dossier ne peut être refusé au motif que les statuts de menace ne sont pas mentionnés dans une étude d'impact, mais ce manque peut attirer l'attention des services de l'État si une LR existe et qu'elle montre des enjeux forts non mentionnés dans l'étude d'impact. En réponse aux demandes des DREAL voire de manière anticipée dans certaines régions, les bureaux d'études ou les associations qui réalisent des expertises utilisent déjà ces listes rouges comme des listes d'interprétation des listes d'espèces protégées. Et les bureaux d'étude sont parmi les premiers à télécharger ou demander ces listes (entretiens).

Les aménageurs, qui ont besoin de l'avis de l'autorité environnementale sur leurs projets, sont en général plutôt favorables à cette utilisation des LR comme outil d'interprétation des listes d'espèces protégées. En effet, ces listes leurs permettent aussi d'avoir plus de critères pour argumenter, et mieux anticiper les attentes des DREAL.

« Avec les aménageurs, curieusement, ça passe bien. Quand on pondère notre discours sur les espèces qui bénéficient d'un statut de protection, eux en retour comprennent tout à fait qu'on ait aussi le même discours dans le sens inverse : il y a des espèces très menacées qui ne sont pas protégées, on vous demande d'y être attentif. [...] Globalement les études d'impact présentent de manière quasi systématique des espèces LRN et LRR » (entretien, administration territoriale en charge de la biodiversité).

« On a un partenariat avec des carriers. Ils sont plutôt ravis de voir ces états des lieux sortir parce qu'ils sont concernés par des demandes de dérogations. Ils préfèrent avoir des arguments scientifiques plutôt que des listes d'espèces protégées qu'ils ne comprennent pas. Confrontés à des interprétations différentes selon les DREAL (selon la personne ou les directives données par le préfet), ils peuvent anticiper l'avis qui ne repose pas que sur l'interprétation de la personne à la DREAL. » (entretien, organisation nationale de protection de la nature).

Conclusion de la section 2.3.1

Les LR permettent d'interpréter les listes d'espèces protégées qui sont parfois anciennes ou peu adaptées à l'évaluation des impacts de projets sur certaines espèces. Toutefois, cette utilisation permet-elle concrètement de mieux préserver la biodiversité ? L'utilisation des LR pourrait avoir pour

effet d'affaiblir la réglementation, en l'interprétant de manière plus souple. À long terme, la LR pourrait-elle disqualifier les listes d'espèces protégées, en venant à remettre en question un outil réglementaire ? A l'heure actuelle, nous n'avons pas suffisamment de recul pour conclure mais il semble bien qu'il y ait un risque. Il serait intéressant d'analyser la prise en compte des statuts LR dans les avis donnés par les AE et dans les mesures proposées et mises en œuvre. Par ailleurs, l'appréciation de la personne en poste à la DREAL et les directives préfectorales restent déterminantes. Et l'utilisation des statuts LR ne fait pas partie des critères juridiques pour refuser un dossier, même si elles pourraient être utilisées comme telles selon certains acteurs. Comme pour les ZNIEFF il y a quelques années, il peut falloir du temps pour qu'une jurisprudence se mette en place (entretiens).

L'outil LR est aujourd'hui utilisé presque systématiquement pour interpréter la réglementation sur les espèces protégées, ce qui a nécessité qu'il soit reconnu et partagé par les différents acteurs, y compris des acteurs sectoriels. L'institutionnalisation de l'outil dans ce cadre précis est un succès. Personne ne semble aujourd'hui remettre en question une telle utilisation des LR.

2.3.2 Un indicateur utilisé dans l'évaluation des politiques publiques

À partir des listes rouges, les acteurs disposent d'une liste actualisable régulièrement grâce à une méthode reproductible et avec un cadre identique dans le temps. Assez vite des indicateurs sont apparus à partir de la liste rouge, des indicateurs allant du simple « nombre d'espèces menacées », à des indices plus complexes comme l'« Indice liste rouge » de survie des espèces. Chacun de ces indices peut se décliner en fonction des taxons, des milieux ou des des régions du monde, et peut être utilisé pour définir des objectifs de conservation et évaluer leur atteinte.

L'Indice liste rouge permet d'illustrer le taux relatif auquel un groupe d'espèces change de statut de menace en se basant sur la taille de sa population, sa répartition et les statuts LR. Cet indice ne peut être calculé que si le groupe concerné a déjà été évalué au moins deux fois. Pour les groupes très connus, l'indice est bien représentatif de la tendance (Butchart et al., 2004, 2005). Cet indice est très bien développé à l'échelle mondiale. À l'échelle nationale ou régionale les experts manquent de recul et de listes réactualisées, mais il a déjà été testé dans les pays les plus avancés, comme en Finlande (Juslén et al., 2013), en Australie (Szabo et al., 2012) ou en Suisse (Ayé et al., 2011). À l'échelle internationale l'Indice liste rouge est ainsi utilisé comme indicateur des cibles Aichi, en particulier l'objectif C.12 « *D'ici à 2020, l'extinction d'espèces menacées connues est évitée et leur état de conservation, en particulier de celles qui tombent le plus en déclin, est amélioré et maintenu.* ». Avec l'Indice liste rouge et 29 autres indicateurs, Butchart et ses collaborateurs (2010) ont montré que malgré l'objectif que s'étaient fixés les états membres de la CBD pour 2010, il n'y avait aucune preuve d'une réduction significative du taux de déclin de la biodiversité.

En France, les LR sont notamment utilisées comme outil d'évaluation dans le cadre des observatoires de biodiversité, à l'échelle nationale comme régionale. À l'échelle nationale par exemple, les LR apparaissent dans 5 indicateurs de l'ONB sur 29¹⁹. À l'échelle régionale, par exemple en Haute-Normandie, deux indicateurs régionaux utilisant les LR sont prévus pour intégrer l'observatoire²⁰. En Nord-Pas-de-Calais, région pour laquelle les LRR sont peu disponibles, il n'y a qu'un indicateur y faisant indirectement référence le « *nombre d'espèces végétales disparues* »²¹. Parfois les indicateurs retenus font même uniquement référence à la réalisation des listes, évaluant la mise en œuvre des politiques publiques, comme en Auvergne où le seul indicateur basé sur des listes rouges est « *l'évolution du nombre de taxons évalués sur une liste rouge régionale* »²².

Ces indicateurs à partir des listes rouges sont soumis à un fort biais lié au rythme de production des listes : plus des listes sont produites, plus le nombre d'espèces menacées augmente. Les LRR sur les espèces les moins connues sont souvent réalisées en dernier (cf section 1.3) donc il est difficile de nuancer un niveau de connaissance générale en ne regardant que les taxons les plus connus. De plus, il y a avec ces indicateurs un problème d'actualisation, l'objectif étant de réviser ces listes régionales et nationales tous les dix ans, et à condition que les financements et la motivation perdurent. Il sera donc difficile de détecter des évolutions rapides ou de tirer la sonnette d'alarme (Clavel et al., 2013).

Conclusion de la section 2.3.2

Les listes rouges sont aujourd'hui utilisées en France pour construire des indicateurs d'évaluation de l'état de la biodiversité. Toutefois, comme beaucoup de ces indicateurs dans des tableaux de bord, elles n'ont aucune valeur contraignante, contrairement par exemple aux politiques européennes pour lesquelles les États ont des engagements forts et des risques de sanction. Leur intérêt en terme environnemental est donc indirect. De telles utilisations ne font pas directement changer le système de gestion de la biodiversité. D'ailleurs, les acteurs rencontrés nous ont peu décrit cette utilisation comme un intérêt majeur des listes rouges.

2.3.3 Un outil utile pour prioriser les actions de conservation

Avec les listes rouges, les acteurs disposent d'un outil correspondant à des éléments concrets, facilement identifiables et qu'ils ont l'habitude de manipuler (listes d'espèces protégées, listes déterminantes ZNIEFF, listes TVB...). Pour autant les LR sont-elles intégrables à d'autres outils de

19 <http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/indicateurs/tous>, date de consultation 18 septembre 2014

20 <http://www.biodiversite.hautenormandie.fr/Indicateurs/Les-indicateurs-de-l-OBHN>

21 http://www.observatoire-biodiversite-npdc.fr/fichiers/documents/fiches/2011/nombre_especes_disparues_flore_regionale.pdf

22 <http://www.auvergne.developpement-durable.gouv.fr/evolution-du-nombre-de-taxons-a3839.html>

conservation ? Peuvent-elles et doivent-elles permettre de prioriser les actions de conservation à mettre en œuvre ?

A l'échelle mondiale, utilisation des LRM pour du « *systematic conservation planning* »

Certains scientifiques utilisent les LR pour essayer de déterminer les stratégies de conservation qui auront le plus d'impact sur la biodiversité. M.W. Hayward (2011) a ainsi comparé les menaces et les actions de conservations sur 33 espèces de mammifères dont le statut LRM s'est amélioré et de 144 espèces dont le statut s'est aggravé pour identifier si certaines pressions sont plus faciles à remédier et si certaines actions de conservation sont plus efficaces que d'autres. Il montre qu'il est plus facile de limiter les impacts négatifs liés à la chasse que ceux liés au changement climatique ou aux espèces invasives. A. Rodrigues *et al.* (2011) montrent aussi que les LR sont un outil utile pour faire du « *conservation planning, management, monitoring and decision making* », notamment pour identifier les sites où agir. Les « Important Bird Areas » ont été identifiées en utilisant notamment les listes rouges mondiales. L'idée principale est que les suivis scientifiques tels que les LR doivent servir à tester l'efficacité des objectifs et politiques mises en œuvre (Nicholson et al., 2012 ; Jones et al., 2011).

Les scientifiques ont cherché à établir des méthodologies permettant de prioriser les actions de conservation à partir des listes rouges (Avery et al., 1995 ; Keller, Bollmann, 2004 ; Palmer et al., 1997). Scot et al. (2010), s'en sert par exemple pour savoir quelles sont les espèces qui nécessiteront toujours des actions de conservation, les « *conservation reliant species* ». Cependant, assez rapidement tous les travaux sur les LR ont montré qu'on ne peut s'en contenter pour définir des stratégies d'action. H. Possingham *et al.* (2002) attirent l'attention sur les mauvaises utilisations possibles des LR pour prioriser les actions de conservation : par exemple le ciblage uniquement des espèces en danger, ou des espèces « parapluies » pour toutes les espèces. Enfin, un haut risque d'extinction ne signifie pas nécessairement une forte priorité d'action. D'autres critères sont à prendre en compte pour définir différentes listes (Ayé et al., 2011 ; Fitzpatrick et al., 2007 ; Hoffmann et al., 2008) : la responsabilité, les mesures déjà existantes et celles à mettre en œuvre ou la possibilité d'avoir des stratégies groupées pour plusieurs espèces... Une discipline a même été inventée, le « *systematic conservation planning* », comme expliqué par T. Brooks (2006), pour qui les LR sont un des critères de définition des priorités mais qui doivent être couplés à d'autres critères comme des calculs de coût-efficacité pour mieux allouer les ressources (Briggs, 2009), ou la possibilité de créer ou de renforcer des aires protégées (Callmander et al., 2007 ; Nicholson et al., 2012).

En France, réalisation de listes d'espèces prioritaires pour les plans nationaux d'action basées sur les LRN

Dans le cadre des réflexions issues du Grenelle de l'environnement et pour répondre à la nécessité d'adopter une terminologie qui convienne tant pour la faune que pour la flore, les « plans nationaux de restauration » ont été remplacés par les « plans nationaux d'actions pour les espèces menacées » (article L414-9 CE). Il a aussi été décidé la « mise en œuvre de plans de conservation et de restauration dans les cinq ans pour les 131 espèces présentes sur le territoire français et considérées comme en danger critique d'extinction sur la liste rouge mondiale de l'Union mondiale pour la nature (UICN) mise à jour en 2007 » (Circulaire DEB/PEVM n°08/07 du 03/10/2008 adressée aux préfets). Théoriquement, la circulaire laissait ouverte la possibilité de compléter ces listes avec des espèces menacées sur la LRN, travail réalisé par le MNHN²³. Au départ, les acteurs porteurs de préoccupations environnementales s'étaient réjouis d'avoir réussi à inscrire les PNA dans la loi Grenelle et que l'État s'engage à une mise en œuvre sur plus d'une centaine d'espèces. Mais assez vite ils se sont aperçus que le seul critère LRM n'est pas adapté pour faire une liste de priorisation (« ça, c'était une méthode pas très bonne d'utilisation des LR » (entretien, administration centrale en charge de la biodiversité) ; « Il ne faut pas que l'outil une fois dans la nature devienne une liste prioritaire, il peut y avoir d'autres critères qui rentrent en compte » (entretien, administration territoriale en charge de la biodiversité). Les LR ne doivent pas être utilisées de manière systématique pour établir des listes de priorité. Cette méthode de priorisation centrée sur les espèces menacées de la LRM a montré ses limites et le besoin d'établir une stratégie plus globale pour mieux couvrir l'ensemble des taxons et éviter un trop grand nombre de PNA non gérables pour les DREAL, par exemple en proposant des plans pluri-spécifiques sur les espèces subissant les mêmes types de menaces. Plusieurs travaux ont été lancés pour analyser d'une part l'efficacité des PNA et leur mise en œuvre, et d'autre part pour proposer une méthode de priorisation adaptée tenant compte du statut de menace (liste rouge) et de la responsabilité patrimoniale (aire de répartition), couplés à d'autres critères, comme la diversité phylogénétique, et les tendances de l'aire de répartition (Savoure-Soubelet, 2013). À partir de cette liste d'espèces prioritaires pour des PNA, un comité d'experts a été réuni pour évaluer l'efficacité des différents outils de conservation et de protection mis en place pour chaque espèce ou taxon et l'intérêt d'un PNA. Cette nécessité de ne pas partir uniquement de la LR pour choisir les espèces nécessitant un PNA (d'autant plus la LR à un niveau mondial) a été réaffirmée dans les recommandations d'une mission d'évaluation par le Conseil général de l'environnement et du développement durable (CGEDD, 2014).

À l'échelle nationale, il s'agit pour l'instant du seul exemple d'utilisation des LRN comme outil de priorisation d'actions de conservation que nous avons concrètement observé mais à terme il

23 Circulaire DEB/PEVM n°08/07 du 03/10/2008 aux préfets

pourrait y en avoir d'autres. Un guide méthodologique sur l'utilisation de priorisations basées sur les LR est en préparation (Azam et al., 2015).

LR et priorités d'action à l'échelle régionale

Avec les travaux de Barneix et Gigot (2013), un premier pas a été franchi vers la réalisation de listes d'espèces à priorité d'action à l'échelle régionale et vers l'intégration des LRR dans des actions de conservation : *« Ces évaluations auront pour but de faciliter l'articulation et la mise en œuvre des politiques nationales et locales à l'échelle régionale. Les acteurs régionaux, dont les DREAL, les Conseils régionaux et les gestionnaires, pourront ainsi s'appuyer sur un même outil de référence, la Liste des espèces à enjeux, pour coordonner leurs décisions. »*. Les LR peuvent ainsi être utilisées pour hiérarchiser les espèces en fonction d'une priorité d'action à l'échelle d'une région. Mais pour l'instant la méthode ne donne aucune indication sur les actions à choisir.

Les LR peuvent aussi être intégrées spécifiquement au sein d'un outil d'action, avec une méthodologie propre. Par exemple, le CBN Massif Central a extrait les taxons les plus menacés de la LRR et a proposé à la DREAL de développer à l'échelle du Massif Central des plans biogéographiques de conservation (équivalent des PNA). Le CBN du Bassin Parisien utilise lui la LR pour déterminer les zones dans lesquelles des espèces menacées sont présentes mais sans zonage de protection, afin d'identifier des moyens d'action. Par ailleurs, dans le PNA en faveur des odonates, et dans certains PRA, les espèces de la LRN odonates ont été rajoutées par rapport à la commande centrée sur les espèces protégées (plan national d'action en faveur des odonates 2011-2015).

Des difficultés à utiliser les LRR comme outil de priorisation

Cependant nous n'avons pour l'instant pas fréquemment observé l'intégration concrète des LR comme base de priorisation pour d'autres outils. Par exemple, parce que la plupart de ces outils ont déjà leurs propres listes d'espèces, soit parce qu'ils sont récents (TVB, SCAP, CarNET-B...) soit parce que les listes ont été revues il y a peu de temps (ZNIEFF). Certains acteurs préfèrent de plus éviter d'utiliser toujours les mêmes listes, et ne mener des actions que sur les espèces en danger, alors que parfois celles les plus faciles à conserver ou « essentielles » à conserver selon d'autres critères ont le statut de quasi menacées ou préoccupation mineure. D'autres choisissent aussi d'utiliser ces bases comme outil de priorisation mais de manière partagée avec les acteurs du territoire après discussions sur les enjeux et les possibilités concrètes d'action, plutôt qu'à partir de méthodes de hiérarchisation systématique. Notamment dans des contextes particuliers, par exemple très urbanisés, comment traduire ces statuts à l'échelle régionale en actions locales, notamment quand l'espèce est selon les acteurs vouée à disparaître malgré le spécimen présent ? (entretien, collectivité).

Enfin, il est difficile d'utiliser les listes de manière systématique tant qu'elles ne couvrent pas

tous les taxons : pour mettre des priorités entre taxons il est nécessaire d'avoir une vision homogène des listes (entretien DREAL). De plus, pour mieux s'intégrer aux outils développés actuellement certains acteurs souhaiteraient des listes avec d'autres approches que taxonomiques ou administratives, comme des groupes fonctionnels d'espèces (exemple des coléoptères saproxyliques ou coprophages) ou des listes par bassin versant.

Conclusion de la section 2.3.3

Dans la pratique, les LR sont un outil utile pour les acteurs en charge de la planification et de la gestion des territoires. Sans être un outil juridiquement contraignant, il semblerait que les LR soient un outil que les acteurs d'environnement (AE) qui cherchent à intégrer la biodiversité dans leur travail quotidien trouvent utile pour construire leurs stratégies d'action et notamment émettre des priorités. Toutefois, pour l'instant cet usage reste potentiel et très peu systématisé. La priorisation allant de la simple sensibilisation de la personne responsable de cette stratégie d'action à des méthodes de hiérarchisation systématique comme celles discutées ci-dessus mais dont l'application concrète sur le terrain a pour l'instant été peu observée, soit pour des problèmes de pertinence méthodologiques, soit pour des problèmes d'acceptabilité par les acteurs du territoire.

Les LR ont donc un fort potentiel pour être utilisées pour prioriser les actions à mettre en œuvre, mais pour l'instant ce potentiel s'est peu concrétisé. Les LR sont récentes et du temps entre leur réalisation et la mise en œuvre d'actions priorisées peut être nécessaire. Mais il se peut aussi que l'institutionnalisation de l'outil ne soit pas encore suffisante pour permettre à des AE d'argumenter sur des méthodes systématiques de priorisation basées sur ces listes sans prendre en compte les enjeux politiques territoriaux (et est-ce réellement souhaitable?). À l'échelle nationale, la liste de priorisation pour les PNA basée sur les LRN a été réalisée et validée par un comité d'experts. Toutefois il n'est pas encore sûr qu'elle soit réellement utilisée et qu'elle sera reconnue comme légitime par les autres acteurs.

2.3.4 Améliorer le référentiel normatif et pousser à l'action politique

Une des hypothèses sur l'utilisation de la connaissance est qu'elle permet dans une situation de conflit d'argumenter en faveur d'une cause ou d'une autre. C'est aussi une des utilisations recommandée pour les LR par l'UICN (IUCN, 2011). Dans cette logique d'action, la connaissance est considérée par les acteurs comme un argument suffisamment « fort » pour permettre d'imposer des mesures de gestion favorables à la biodiversité. Qu'est ce qu'une connaissance assez « forte » pour s'imposer dans les décisions prises et les actions engagées ? Les LR le sont-elles ?

Pas d'opposabilité juridique et pas d'action de conservation mise en place de manière automatique

En termes juridiques, les statuts sur listes rouges n'ont aucune valeur, contrairement au statut d'espèce protégée, aux espèces de la directive Habitat-faune-flore ou de la CITES. Il n'y a aucune obligation réglementaire à prendre en compte ces espèces, et pour l'instant aucune jurisprudence n'a pu nous être rapportée. Dans la pratique, pour de nombreuses espèces menacées d'après la méthodologie de la LR aucune action de conservation n'est entreprise (par exemple parmi les poissons ou insectes). Le caractère non juridiquement contraignant des LR ne permet pas qu'elles soient une connaissance opposable ou un levier d'action automatique : « *La LR est un argument mais le politique après n'est pas obligé de s'intéresser à cet argument.* » (entretien, chercheur). La « force » des LR ne repose donc pas sur leur caractère juridiquement contraignant.

Un poids non négligeable dans les argumentaires politiques

En revanche, si le statut LR n'est pas suffisant à lui seul pour que réglementairement l'espèce soit prise en considération, le statut peut faire partie d'un ensemble d'éléments qui participent à construire un argumentaire pour les AE. « *La LR seule ne suffit pas mais ça apporte de l'eau au moulin.* » (entretien, organisme technique en charge de la biodiversité). Les LR servent par exemple à contextualiser un argumentaire, c'est-à-dire à rappeler une situation avec des éléments tangibles et rigoureux (cf. partie 3). Les listes rouges sont plus « confortables » pour un acteur qui veut faire pression pour des espèces ou soutenir une cause particulière comme l'illustrent les citations ci-dessous :

« *Ça permet de dire aux décideurs qui n'ont jamais entendu parler de bryophytes que 40 % des espèces sont menacées. Ça leur parle, alors que si on leur sort une liste de taxons en latin, ça ne va pas leur parler du tout. Il y a un message fort à faire passer.* » (entretien, administration territoriale en charge de la biodiversité).

« *Si on veut monter au créneau et qu'on a une espèce protégée et qu'en plus elle est fortement menacée, c'est un argument supplémentaire.* » (entretien, organisme naturaliste régional)

L'utilisation de listes à une échelle locale et administrative bien précise permet de parler de « patrimoine local », ce qui plaît notamment beaucoup aux élus locaux (entretiens). Les LRR permettent de donner des arguments « territorialisés », en particulier pour des espèces qui ne sont pas sur la directive Habitat-faune-flore ni protégées par la réglementation française. L'aspect « patrimonial » d'une espèce semble être un très bon argument pour convaincre un décideur à agir. Les LR peuvent être utilisées comme un argument pour s'opposer ou dénoncer certaines décisions mais aussi comme argument pour plaider en faveur de la réalisation de certains projets de conservation de la biodiversité. Par exemple, la présence d'espèces menacées sur un territoire peut participer à un

argumentaire en faveur de la création d'un Parc naturel régional (entretiens).

Pour conclure, les LR sont donc un des outils à disposition des AE pour plaider en faveur de certains projets et contre d'autres. En revanche la mobilisation de cet argument par les AE n'a rien de systématique, et sa prise en compte non plus. Toutefois les concepteurs de LR poussent pour qu'elle le soit de plus en plus, notamment parce que l'outil est utile pour argumenter indépendamment du dire d'experts.

« Dire qu'une espèce est vraiment menacée selon des standards internationaux a plus de poids que dire « cette espèce là je ne l'ai vue que trois fois cette année ». Ça n'a aucun poids juridique mais ça peut quand même avoir un poids politique. » (entretien, association naturaliste).

Toutefois, que ce soit pour pousser positivement ou négativement des projets, les acteurs que nous avons rencontrés ont le sentiment que cet argument est encore sous utilisé, soit parce que les acteurs d'environnement n'ont pas le réflexe de consulter ou de demander ces listes, soit parce que l'argument est faible notamment face aux enjeux politiques ou économiques.

Un argument qui peut être encore insuffisant pour enclencher l'action

L'argument du classement sur la LR n'est pas toujours suffisant face à d'autres enjeux. Par exemple dans un contexte de négociations difficiles de définition des espèces chassables, il nous a été rapporté des cas où le statut sur LR n'a pas eu d'effet. En 2008, la barge à queue noire et le courlis cendré ont fait l'objet d'un moratoire issu d'un accord signé à la table ronde sur la chasse du Grenelle. En 2012, le moratoire est levé, malgré l'argumentation des associations précisant entre autre que ces espèces font partie des espèces menacées d'extinction (en 2011, l'Eider à duvet est « En danger critique » pour les populations nicheuses sur la liste nationale, et « Préoccupation mineure » sur la liste mondiale ; le Courlis cendré est « Vulnérable » selon la liste nationale, et « Quasi menacé » au niveau mondial). Cette non prise en compte du statut sur liste rouge fera même le titre d'articles de presse : *« Deux espèces de la liste rouge de l'UICN deviennent chassables »* (Actu Environnement, en Février 2012). L'argument du classement sur LR n'a rien d'automatique puisqu'en juin 2013 les mêmes associations demandent un nouveau moratoire sur la chasse de la Barge à queue noire et du Courlis cendré, de nouveau en précisant leur statut sur liste rouge, et cette fois en obtenant gain de cause²⁴. La décision finale est considérée par certains comme essentiellement politique (en 2012, le premier moratoire a été levé à la demande du président de la République, juste avant les élections présidentielles mais après avis favorable du Conseil national de la chasse et de la faune sauvage). Cet exemple illustre que les statuts sur LR ne sont pas un rempart contre les lobbys économiques notamment si les espèces ne sont pas classées comme en danger, mais qu'ils peuvent faire partie d'un

²⁴ Arrêté du 24 juillet 2013 relatif à la suspension de la chasse de certaines espèces de gibier en France métropolitaine

argumentaire plus conséquent : « Le fait d'être « Vulnérable » sur un territoire où il y a des enjeux économiques ne suffit pas à argumenter. » (entretien, ONGE).

« L'anguille est en « danger critique d'extinction ». [...] Elle n'avait pas besoin qu'on pointe la lumière sur elle mais la LR a permis de montrer qu'il y avait un problème. On s'en doutait mais ça a tamponné en quelque sorte. [...] ça a permis de donner une impulsion pour que tout le monde se mette autour de la table et discute. Je pense que le statut a aidé. La seule LR n'aurait peut-être pas suffi mais c'est un élément complémentaire. » (entretien, organisme technique en charge de la biodiversité dans les milieux aquatiques).

Conclusion du 2.3.4

Les LR permettent d'argumenter une solution ou un problème déjà existant, alors qu'elle n'ont à l'heure actuelle aucun poids juridique. Les décideurs n'ont aucune obligation à les prendre en compte. Tout le travail des AE autour des LR est de les institutionnaliser pour leur donner encore plus de poids, pour faire que leur utilisation pour argumenter ne puisse pas être remise en question. Il est donc essentiel pour les acteurs d'arriver à faire reconnaître cet outil, les discours que nous avons observé sur ces listes sont une manière de contribuer à son institutionnalisation pour qu'il ait encore plus de poids dans les argumentaires.

Conclusion de la section 2 :

Nous avons choisi de nous intéresser à l'outil liste rouge à partir de trois axes principaux : la construction d'un objet écologique d'attention, la connaissance des espèces menacées et les logiques d'action en faveur de l'environnement qui pourraient reposer sur les listes rouges. Nous avons analysé chacun de ces aspects à la fois sur les potentialités de l'outil à y contribuer et sur l'impact potentiel ou réalisé sur l'état de la biodiversité.

Historiquement, le premier succès des LR a été de mettre à l'agenda politique un nouvel objet écologique : les espèces menacées. Aujourd'hui, allant au-delà d'une simple mise à l'agenda, les AE cherchent à intervenir sur le système d'action à l'aide des LR. D'une part ces listes contribuent à améliorer les capacités d'action des AE, en renforçant leurs ressources et compétences mais aussi leur légitimité à intervenir sur des scènes publiques. Pour l'instant seuls les AE maîtrisent la réalisation et l'utilisation des ces listes ; elles n'ont pas contribué à renforcer le positionnement d'acteurs sectoriels par exemple. Nous n'avons pas analysé de cas où elles ont affaibli le positionnement d'AE. D'autre part, les LR permettent de stabiliser et de renforcer le système d'action existant. Elles sont alors utilisées comme première brique à de nombreuses actions, aussi bien juridiques, que médiatiques ou administratives. Les LR ne révolutionnent pas les logiques de décisions à l'œuvre mais contribuent à conférer plus de poids encore à l'utilisation de la connaissance pour argumenter dans

l'action. Pourtant, pour l'instant nous n'avons pas encore déterminée qui fait que ces listes commencent à acquérir un tel pouvoir et pourquoi personne ne remet en question leur utilisation, tous les acteurs les trouvant utiles pour argumenter. Dans la section 3, nous analysons cette systématisation souhaitée par tous et notamment la manière dont les acteurs ont cherché à mettre en scène l'aspect scientifique de ces listes pour qu'elles soient plus facilement acceptées.

3 Mettre en scène l'aspect scientifique des LR pour les rendre plus crédibles et légitimes

Dans leurs discours des acteurs accordent beaucoup d'importance à la « scientificité » des LR. Ils le font non seulement parce qu'ils considèrent qu'une connaissance scientifique permet d'avoir une représentation « *juste* » ou « *objective* » de la réalité (« *Ça permet d'objectiver une perception.* », entretien) mais aussi parce que cette scientificité des LR leur confère des potentialités d'action plus fortes. Approfondissons tout d'abord comment les discours des acteurs insistent sur la « scientificité » des LR (section 3.1). Nous montrons ensuite que ces discours relèvent aussi d'une mise en scène pour rendre l'outil plus crédible et légitime. Ces discours sur la scientificité sont stratégiques : ils visent à éviter que l'outil soit remis en question, par exemple en affirmant qu'il est « *non politique* » (section 3.2). Les AE cherchent à institutionnaliser l'information portée par l'indicateur pour mieux agir en faveur de l'environnement.

3.1 Un outil considéré comme « scientifique »

Les acteurs rencontrés ont des discours ancrés dans un modèle linéaire de l'expertise, où l'information scientifique est mise à disposition des décideurs. D. Cash et W. Clark (2001) ont proposé trois critères pour qu'une information ait de l'influence sur les décisions prises : la pertinence, la crédibilité et la légitimité. Nous verrons que les discours des acteurs (et la méthodologie choisie pour évaluer les statuts des espèces) contribuent à donner une image de crédibilité et de légitimité au sens de D. Cash et W. Clark « *the perceived authoritativeness or believability of the technical dimensions of the assessment process to particular constituencies* » et « *the perceived fairness of the assessment process to particular constituencies.* » (Cash et Clark, 2001).

3.1.1 Crédibilité d'une méthodologie conçue et validée par des scientifiques légitimes

Les critères et catégories des LR ont été définis après un processus consultatif très large qui a impliqué des centaines de scientifiques à l'échelle mondiale (Fitter, Fitter, 1984 ; Mace et al., 1992).

Pour certains enquêtes, c'est la construction et la validation de la méthodologie par des scientifiques qui donne sa « *scientificité* » à l'outil, et notamment parce que la méthodologie est publiée dans des revues scientifiques. Ces scientifiques qui ont conçu la méthodologie à l'échelle internationale et sa déclinaison nationale et régionale semblent légitimes puisqu'ils seraient loin des enjeux de gestion et donc des enjeux « *politiques* ». La légitimité des acteurs ayant conçu l'outil lui confère alors de la crédibilité :

« La LR s'est construite dans un environnement serein d'indépendance entre la science et le politique, où c'étaient des experts américains qui décidaient qu'en Asie c'était menacé. Il y a une déconnexion entre l'expertise scientifique et les enjeux des acteurs, on peut penser qu'il n'y a pas de collusion, même sans parler de mélange d'intérêts. » (entretien, ONGE).

« Les évaluations sont impartiales ; elles sont développées et approuvées en fonction de leur valeur scientifique, sans considération pour leurs implications politiques. Cette approche permet un processus indépendant, solide, qui exige une révision rigoureuse de toutes les données par des pairs. » (Vié, Hilton-Taylor, Stuart, 2009).

Enfin, la crédibilité de l'outil vient aussi de la reconnaissance de la méthodologie à l'échelle internationale, de ses 50 ans d'existence, qui sont utilisés comme un argument prouvant que la méthodologie a été largement éprouvée par les scientifiques et qu'« *on a du recul* » (entretien, administration centrale en charge de la biodiversité). Ainsi la reconnaissance de la crédibilité d'une méthodologie établie à l'échelle internationale par des scientifiques et « reconnue » rend aussi crédibles les listes réalisées aux échelles nationales et régionales.

3.1.2 Crédibilité d'une méthodologie limitant le dire d'expert

Depuis les travaux de G. Mace et ses collaborateurs (Mace et al., 1992), l'estimation du risque d'extinction dans les LR est fondée sur les données les plus précises et fiables possibles notamment d'abondance, de taille des populations, de distributions (Rodrigues et al., 2006). La méthodologie est construite pour minimiser au maximum le dire d'expert et l'encadrer : transparence sur les données, la méthodologie et les résultats, critères rigoureux basés sur des données, publications scientifiques de la méthodologie, etc. La terminologie employée dans les documents de communication sur les listes rouges mondiales met ainsi en avant « *l'intégrité* » de ces listes (encadré 3), de manière à ce que la crédibilité de l'évaluation ne soit pas remise en question.

Encadré 3 : « d'un jugement d'expert à des critères solides » (Vié, Hilton-Taylor, Stuart, 2009).

La notoriété, les normes et l'intégrité scientifique de la liste rouge de l'UICN sont préservées de la façon suivante:
 (i) les aspects scientifiques qui sous-tendent la liste rouge de l'UICN sont publiés régulièrement dans la littérature scientifique (Butchart et al. 2004; 2007; Colyvan et al. 1999; Mace et al. 2008);
 (ii) le processus d'évaluation est clair et transparent;
 (iii) les inscriptions des espèces sur la Liste sont basées sur une utilisation cohérente des Catégories et des Critères de la liste rouge et elles peuvent être remises en question et corrigées;
 (iv) toutes les évaluations sont correctement documentées et étayées par les meilleures informations scientifiques disponibles;
 (v) les données sont gratuitement disponibles pour tous les utilisateurs potentiels sur le web;
 (vi) la liste rouge est remise à jour régulièrement (chaque année pour le moment), mais chaque espèce n'est pas réévaluée pour chaque mise à jour – de nombreuses évaluations sont identiques à celles de l'édition précédente;
 et (vii) des analyses sont régulièrement publiées, à peu près tous les quatre à cinq ans, en principe au moment du Congrès mondial de la nature (Hilton-Taylor 2000; Baillie et al. 2004; Vié et al. ce volume).

En France, le guide méthodologique de l'UICN, contribue aussi à rendre lisible et partagée cette méthodologie basée sur des critères rigoureux. Par exemple, la grille d'évaluation reste à disposition des acteurs²⁵, il y a une trace du processus que tout le monde peut consulter, donnant de la transparence au processus : « [C'est] une grille qui est opposable aux tiers. On a les sources » (entretien, organisme technique en charge de la faune sauvage).

« C'est transparent dans le sens où on sait qui a participé et qui a fait quoi : qui a été consulté, qui a coordonné, qui a mis en œuvre. Effectivement on pourrait en faire plus sur l'origine des données mais ce n'est pas notre boulot : notre boulot c'est de donner une catégorie et qu'il y ait des gens pour se porter garant de ce travail. Quand on montre qu'il n'y a aucun expert qui a été oublié, qu'on a de la biblio... » (entretien, organisme naturaliste régional).

Les acteurs rencontrés ont ainsi mis en avant l'objectivité des listes rouges liées aux catégories et critères tels que définis par l'UICN. Ils expliquent que ces critères permettent de limiter le dire d'experts et de garantir l'objectivité de la méthode :

« Mais ce qui a de bien dans cette LR c'est qu'elle est objective ! En gardant le cadre dans lequel on l'a fait a priori il n'y a pas de risque même si les chasseurs viennent demain. Pour faire une LR les chasseurs devront appliquer les critères UICN. Et je parie qu'ils retomberont sur les mêmes catégories pour les mêmes espèces. » (entretien, chercheur).

« J'ai tout de suite adhéré et encouragé les chasseurs qui étaient critiques pour partir de ça. Les méthodes et les données sont explicites et ça c'est important. » (entretien, organisme technique en charge de la faune sauvage).

Cette méthodologie unique à partir des critères bien identifiés a aussi l'intérêt de permettre de renouveler régulièrement les évaluations et d'avoir des points de comparaisons spatiales et temporelles. En effet, les livres rouges français²⁶ pré-existants aux listes rouges et établis de manière

25 Exemple : <http://odonates.pnaopie.fr/wp-content/uploads/2013/01/Opie-SfO-Coord-2013-Liste-rouge-Odonates-Île-de-France-tableau-final.pdf>

26 <http://www.fcbn.fr/livre-rouge-de-la-flore-menacée>

non systématique pour toutes les espèces et à partir de dire d'experts essentiellement ne permettaient pas ces comparaisons : « *[Les livres rouges n'étaient] donc pas transparents, cadrés comme les LR. Là ils se mettaient d'accord entre experts dans un couloir du ministère. C'était une bonne façon de capitaliser les informations, mais avec quelle capacité à reproduire à l'identique ?* » (entretien, organisme national d'expertise naturaliste). La méthodologie a une forme de systématisme qui la rend crédible et légitime : toutes les espèces d'un taxon sont évaluées, tous les taxons sont théoriquement évalués et la méthodologie est répétable dans le temps et dans l'espace. Cet interlocuteur parle ainsi de « *thermomètre standardisé* » :

« On a le meilleur consensus scientifique possible sur la classification, une méthodologie internationale, la meilleure expertise possible en France, circulation des listes et validation. Donc quelque part elles ne sont pas discutables, ce qui est très important pour les élus. On leur donne un thermomètre standardisé, éprouvé. » (entretien, ex-organisme national d'expertise naturaliste).

Et pourtant malgré les discours des acteurs sur la rigueur et les limites au dire d'expert, dans les listes rouges le classement fait toujours intervenir des experts, qui à partir des données disponibles choisissent la catégorie correspondante et l'adaptent selon les grilles des critères. Ils ont donc un poids prépondérant dans la méthodologie, même si les critères officiels sont censés limiter l'influence de ces experts. Les experts participants ne sont pas omniscients, ils disposent de données qui n'ont jamais été collectées de manière totalement homogène sur l'ensemble du territoire évalué et sur toutes les espèces du taxon. Leur vision est nécessairement partielle. Par exemple, certaines espèces sont réellement à la limite des critères avec les connaissances disponibles, dans ce cas là les discussions portent sur les deux options possibles. Les statuts des espèces sont alors réajustés, les unes en fonction des autres ou en fonction du contexte régional. De plus lorsque les données sont insuffisantes pour classer les espèces, le dire d'experts est alors nécessaire. De nombreux enquêtés témoignent de l'importance de ce dire d'experts mais aussi de l'importance de la méthodologie pour l'encadrer le plus possible.

« C'est quand même une méthode complètement carrée, comme tout méthodologie carrée elle peut-être critiquable, mais elle permet de comparer toutes les espèces. » (entretien, organisme d'expertise naturaliste national).

3.1.3 Légimité d'une évaluation partenariale et collégiale par des experts

À l'échelle mondiale, la liste rouge de l'UICN est actuellement compilée et produite par le programme de l'UICN pour les espèces, qui se base sur les contributions d'un réseau comptant des milliers de scientifiques dans le monde entier. Ils comprennent des membres des groupes de spécialistes de la Commission de sauvegarde des espèces de l'UICN, des partenaires de la liste rouge (actuellement Conservation International, BirdLife International, NatureServe et la Société zoologique

de Londres) et de nombreux autres, y compris des experts travaillant dans des universités, des musées, des instituts de recherche et des organisations non gouvernementales. Des évaluations peuvent être faites par quiconque et soumises à l'UICN (Vié, Hilton-Taylor, Stuart, 2009). Les documents de communication de l'UICN international mettent en avant ce réseau de collaborateurs, gage de la crédibilité des données, notamment parce qu'elles sont « validées » par les pairs : *« la liste rouge de l'UICN est une synthèse des meilleures connaissances disponibles des scientifiques les plus éminents sur les espèces du monde entier. Ce n'est qu'après que les données ont été soumises au processus de révision par des pairs qu'elles peuvent être incluses dans la liste rouge. »* (Vié, Hilton-Taylor, Stuart, 2009).

Or à l'échelle nationale, les participants à l'évaluation ne sont pas toujours des scientifiques ou sont des scientifiques mais ne sont pas nécessairement conviés à ce titre. En effet la méthodologie de l'UICN ne repose pas uniquement sur une évaluation par des scientifiques, qui à l'échelle régionale seraient parfois trop peu nombreux à s'y intéresser (entretien, chercheur). L'UICN France (2011) recommande d'associer tous les organismes disposant d'une expertise ou de données fiables, la condition nécessaire étant la compétence et la pertinence de l'expertise de ces organismes :

« Pour que la liste rouge soit un outil fiable, reconnu et partagé, il est essentiel d'associer à son élaboration l'ensemble des partenaires et des experts compétents, en adoptant une approche partenariale et une démarche d'évaluation collégiale. » (UICN, 2011)

Les experts peuvent ainsi provenir d'horizons divers, mais d'acteurs choisis pour leur capacité d'expertise, c'est-à-dire leur représentativité en terme de connaissances et non en termes politiques (membres du réseau associatif, universitaires, gestionnaires d'espaces protégés, agents d'établissements publics, naturalistes indépendants...). Leur légitimité est scientifique et technique même s'ils ne sont pas toujours des scientifiques au sens académique du terme. Le nombre réel de chercheurs y participant est relativement faible, environ la moitié des participants pour les LRN et moins de 10% en moyenne pour les LRR pour lesquelles nous avons eu accès à l'origine des participants. Parfois ces experts compétents ne sont pas seulement des scientifiques ou des membres d'associations naturalistes mais des gestionnaires d'espaces naturels (PNR, réserves...) voire des collectivités. La réalisation de l'évaluation par des acteurs ayant une légitimité scientifique, technique ou gestionnaire, reconnus comme experts, permet d'après les concepteurs et promoteurs de la liste de lui donner de la légitimité. Pour éviter que ces experts puissent avoir un comportement « politique », des évaluateurs neutres ou « animateurs » ont été introduits. Ils sont les « *garants d'une application objective de la méthodologie et chargés de la cohérence et de l'animation des évaluations* » (UICN France, 2011). De plus, la décision sur le statut attribué à chaque espèce ne se fait pas par vote, mais par consensus, en principe pour éviter les objections individuelles, la tendance de chaque expert à préférer

telle ou telle espèce... Dans un vote, les représentants présents peuvent témoigner de leur objection lorsque le résultat du vote est public, alors que lors d'une décision par consensus, les traces de l'existence d'un débat sur le classement disparaissent : seul le statut final est retenu. Lorsqu'il s'agit d'un vote les acteurs ont donc intérêt à ne pas changer d'avis pour laisser une trace d'un débat existant, et pouvoir se servir de la non-unanimité comme argument, alors que ce n'est pas le cas dans une décision par consensus. Le résultat de l'évaluation devient inattaquable en oblitérant le fait que certains experts n'étaient pas nécessairement d'accord.

« Tout le monde dit ce qu'il pense et on décide à l'unanimité. Généralement ça fonctionne parce que même quelqu'un qui serait tenté de prendre une autre décision est obligé de se rallier à la majorité quand les arguments sont bons. Ce qui est complètement différent de ce qui se passe dans les réunions comme le Conseil national chasse-faune sauvage, dans lequel il y a des votes. Par exemple quand il y a un vote sur un moratoire sur la chasse : il y a tant de voix contre, tant de voix pour. Évidemment il y a la LPO qui est d'un côté, les chasseurs de l'autre. On est en minorité et la majorité prend une décision mais ça c'est un fonctionnement politique, ça n'a rien à voir avec les listes rouges qui ont un fonctionnement scientifique. » (entretien, chercheur).

La méthodologie place les experts au cœur de la démarche, tout en limitant au maximum le dire d'expert. Ce processus d'évaluation incluant des acteurs reconnus comme scientifiquement crédibles et des acteurs « *garants* » de la méthodologie permet de conférer un aspect scientifique à l'évaluation et de la rendre très difficile à attaquer puisque d'une part la remettre en question, c'est remettre en question la légitimité d'experts reconnus scientifiquement, mais aussi remettre en question une méthodologie reconnue par tous, et enfin remettre en question la validation des organismes « *garants* » que sont le MNHN, l'UICN, et les CSRPN.

3.1.4 *Crédibilité d'une validation par des organismes légitimes : MNHN, SPN et CSRPN*

Le Comité français de l'UICN propose aux acteurs régionaux qui le souhaitent de bénéficier d'une labellisation de la méthodologie et de la démarche mises en œuvre pour la réalisation des listes rouges régionales. Cette labellisation prend la forme d'un avis rendu par l'UICN France à l'attention du CSRPN. L'avis favorable a ensuite valeur de labellisation, sous réserve d'une validation finale par le CSRPN du travail réalisé. Une fois « labellisées », les listes rouges régionales peuvent librement afficher, sur tous les documents qui en résultent, la mention « *réalisée selon la méthodologie et la démarche de l'UICN* » (UICN France, 2011).

L'UICN, la FCBN et le MNHN sont « cautions » de l'application de la méthodologie, engageant la crédibilité de leurs institutions. Grâce à ces acteurs, ces listes deviennent difficiles à attaquer et, sur le plan politique, l'argument du statut sur LR n'est pas discutable. Remettre en question les évaluations reviendrait à douter de la crédibilité de ces organismes. Comme le dit un des

acteurs, c'est du « *blindage* », notamment pour une utilisation politique des LR (nous commençons à comprendre que l'aspect scientifique des LR est utile à leur volet politique...). Ces garanties liées à la labellisation de la méthodologie évitent que le travail soit remis en question.

« Le portage par l'UICN et le MNHN donne de la légitimité, c'est des scientifiques qui sont plus légitimes que certaines associations de protection de la nature par exemple » (entretien, ONGE).

« C'est aussi une de nos craintes : personne n'est infaillible, on peut avoir un peu surévalué ou dévalué une espèce. Mais quand on a publié les listes il n'y a eu quasiment aucune revendication. On a un peu l'impression que ça a été pris comme la parole d'évangile. Alors que même les auteurs parfois ont des doutes, on sait qu'à l'arrivée sur certaines espèces on pourrait passer dans une catégorie ou dans l'autre sans frontière fixe. » (entretien, organisme d'expertise naturaliste national).

« C'est le tampon « UICN » qui fait que ça marche. Parce qu'ils communiquent bien, parce que c'est repris par différents médias. C'est un peu le tampon « vu à la télé ». Ça joue beaucoup c'est un peu comme le label « bio » personne n'arrive à connaître le cahier des charges qu'il y a derrière mais ça paraît crédible. » (entretien, organisme technique en charge de la biodiversité dans les milieux aquatiques).

De plus, les équipes de l'UICN bénéficient d'une certaine légitimité auprès des autres acteurs, liée à la reconnaissance internationale de leur organisation, à sa composition mixte et à la qualité du travail de soutien fourni aux producteurs des listes :

« Dès l'instant où c'est estampillé « UICN », ça fait référence. » (entretien, organisme naturaliste régional).

« Je tiens à souligner l'extrême réactivité du comité français de l'UICN. Ils nous retournent des observations en quinze jours de manière très naturelle, très dynamique par mail. La liste ne met pas un an à être validée. On peut donc inscrire très vite la présentation des LR aux Conseils scientifiques régionaux du patrimoine naturel. Ça entretient l'intérêt collectif des acteurs. » (entretien, administration territoriale en charge de la biodiversité).

La validation finale par le Conseil scientifique régional du patrimoine naturel (CSRPN) a pour objectif d'officialiser l'ensemble du travail réalisé. Cette validation fournit aux listes rouges régionales une reconnaissance officielle par l'autorité scientifique régionale compétente sur les questions de conservation du patrimoine naturel. La validation par le CSRPN est demandée pour la labellisation par l'UICN, mais est aussi parfois une condition *sine qua none* demandée par les financeurs (État et région) car ce sont eux qui peuvent saisir le CSRPN pour des projets quand ils le jugent nécessaire. Ils ont donc besoin que le CSRPN approuve la liste réalisée (entretien, administration territoriale en charge de la biodiversité).

Cette validation par un organisme scientifique indépendant des personnes ayant réalisé les listes (plus ou moins puisque les experts régionaux sur certains taxons sont peu nombreux) ressemble

à ce qui se ferait pour une revue scientifique avec une évaluation par les pairs. Toutefois, les critiques énoncées par le CSRPN ont aussi un aspect politique puisqu'elles sont transmises aux financeurs/décideurs et peuvent servir à montrer les limites de l'exercice et l'insuffisance des moyens accordés à la connaissance (entretien, organisme naturaliste régional).

Conclusion de la section 3.1 :

Grâce à la méthodologie et aux experts caution, les LR ont acquis dans les discours des acteurs un caractère « scientifique ». Ce caractère provient notamment de la méthodologie et du processus systématique déjà bien éprouvés : les critères, les participants, l'évaluation externe de la méthodologie pour limiter le dire d'experts et l'indépendance face à des aspects politiques éventuels. Les acteurs comptent sur l'ensemble de ces aspects pour faire reconnaître la crédibilité et la légitimité des résultats de l'évaluation et ainsi éviter leur remise en question. Nous avons effectivement observé que peu de LR ont été contestées après leur publication. Leurs concepteurs disent avoir eu peu de retours négatifs. La seule à nous avoir été citée comme « étrange » est la liste rouge nationale sur les papillons diurnes, jugée pas assez alarmiste par certains (seulement 6 % des espèces évaluées sont menacées), mais la méthodologie et le caractère scientifique de cette liste ne sont toutefois pas remis en question.

Remarquons que ces critères de crédibilité et légitimité sont fortement dépendants des groupes d'acteurs et reflètent leur perception de ce qu'est une information utile pour la décision (*« credibility reflects whether an actor perceives the assessment's arguments to meet standards of scientific plausibility and technical adequacy; and Legitimacy reflects whether an actor perceives the assessment as unbiased and meeting standards of political fairness. »* (Clark, 2002)). Par exemple Clark et Cash (2001) montrent que la participation des parties prenantes est souvent une question centrale pour la légitimité de l'évaluation. Pour l'élaboration des LR, les parties prenantes sont exclues, ce qui pourrait rendre l'évaluation non légitime car non conforme aux standards démocratiques actuels. Les acteurs que nous avons rencontrés font néanmoins référence à un modèle d'action où l'expertise doit être scientifique et indépendante des enjeux politiques, ce qui confère une autre forme de légitimité. Coreau et al. (2013) ont aussi observé que ce modèle tend à devenir prédominant à l'échelle nationale (cf. chapitre 7).

3.2 Des discours sur la « scientificité » de l'outil pour que son utilisation pour argumenter ne puisse être remise en question

La référence à l'argument « c'est scientifique » est utilisé stratégiquement par les acteurs. En particulier, ils utilisent la qualification « c'est scientifique » par opposition à « c'est politique », qui prend même une connotation péjorative dans les discours de certains. Qu'est-ce-que l'argument de

« scientificité » des LR permet de leur conférer comme potentialité d'action ? Pourquoi les acteurs tiennent-ils à les présenter comme scientifiques par opposition à politique (alors même que nous ne leur posons pas directement la question) ?

3.2.1 *Un modèle de référence : l'institution « scientifique »*

Les acteurs que nous avons rencontrés font référence dans leur discours à un modèle classique d'indépendance entre science et politique déjà de nombreuses fois remis en question (Latour, 2008 ; Pregernig, 2010 ; Huitema, Turnhout, 2009). Dans ce modèle, un argument scientifique est non discutable, alors qu'un argument « *politique* » est discutable ou a été discuté. Il y aurait d'un côté des outils « scientifiques » et de l'autre des outils « politiques » ou « non scientifiques » (tableau 3). Par exemple, les listes d'espèces protégées seraient politiques alors que les LR ne le seraient pas.

Pour certains acteurs, les LR peuvent être aussi bien considérées comme scientifiques que comme politiques : scientifiques parce que la méthodologie a été établie par des scientifiques et parce que les participants à l'évaluation ne sont que des scientifiques ; et politique parce que les experts participants mais aussi les acteurs politiques (élus, administrations...) peuvent influencer directement ou indirectement le contenu des listes, mais aussi parce que ces listes sont utilisées de manière politique. Pour d'autres acteurs, une gradation entre ces deux extrêmes existe. Les LR sont alors considérées comme un outil scientifique destiné à une utilisation politique, dans une relation linéaire de la science vers le politique, comme le témoignent les schémas sur l'utilisation des LR proposés dans les différents guides méthodologiques (Barneix et Gigot, 2013). La séparation entre les deux correspondrait à deux étapes : dans un premier temps la réalisation des listes puis une réflexion sur leurs usages pour aboutir à une liste réalisée scientifiquement déconnectée d'une utilisation qui elle serait politique.

« Les acteurs locaux ne sont pas encore là dedans. Nous on est juste sur l'élaboration de la LR, des menaces. Une fois qu'on aura fait les menaces, il y aura l'explication : pourquoi les espèces sont menacées et est-ce que ça sert à quelque chose de les protéger. C'est là qu'il faut faire entrer dans la discussion des acteurs autres que des scientifiques (des membres des professions agricoles par exemple. » (entretien, organisation naturaliste inter-régionale).

Tableau 3: discours des acteurs sur les outils scientifiques et politiques.

Scientifique	Non scientifique
« De manière un peu caricaturale les LR sont scientifiques alors que les listes d'espèces protégées sont plus politiques, soumises à d'autres arbitrages. » (entretien, organisation naturaliste inter-régionale) « Avec les espèces protégées on arrive dans le domaine politique, tous les gens qui sont contre, quels que soient les arguments pertinents avancés. Ça se fait moins facilement alors que changer de statut sur LR c'est une discussion entre scientifiques. Ce n'est pas politique du tout la LR. » (entretien, chercheur) « La protection ce n'est pas de la science. Faire une liste d'espèces menacées c'est scientifique, faire une liste d'espèces protégées ça n'est pas scientifique, il y a des critères de valeurs, il y a besoin d'inclure des acteurs locaux connaissant le territoire, les enjeux... » (entretien, organisation naturaliste inter-régionale)	« Ce n'est pas un outil scientifique la LR, c'est un outil de communication. » (entretien, organisme technique en charge de la biodiversité dans les milieux aquatiques) « Ce n'est pas scientifique. Ce n'est pas parce que ça s'appelle experts et qu'on se retrouve autour d'une table que forcément ça va retranscrire la réalité. Et c'est forcément subjectif parce qu'il y a du dire d'experts. Ils se justifient en disant « c'est les experts qui ont dit ça ». Donc ce n'est pas scientifique, ce n'est pas un protocole avec un résultat qu'on ne change pas ». (entretien, organisme naturaliste régional)

Or l'interface entre science et politique n'est pas si imperméable que les acteurs le décrivent, qu'il n'existe pas deux mondes complètement indépendants (Latour, 1987 ; Jasanoff et al., 2001 ; Pregernig, 2010 ; Nowotny, 1992). Malgré le fait que les auteurs en sociologie des sciences sont tous d'accord sur ce point, la manière dont ils décrivent et analysent les relations entre sciences et politiques est très variable (Guston et al., 2000 ; Funtowicz, Ravetz, 1993 ; Sarewitz, Pielke Jr., 2007 ; Huitema, Turnhout, 2009 ; Clark et al., 2011), témoignant de la diversité d'explications complémentaires sur le fonctionnement de cette interface (McNie 2009).

La démarcation entre outils « scientifiques » et « politiques » n'est qu'une manière de décrire le fonctionnement de ces outils. Les LR ne sont pas uniquement l'un ou l'autre. En revanche, il est intéressant de constater le besoin des acteurs de les distinguer dans leurs discours et notamment le plus souvent de conférer aux LR la qualité « scientifique ». Cherchons alors à comprendre pourquoi les acteurs ont cette vision d'une distinction forte entre ces deux mondes. S'agit-il d'une « *vision naïve* » comme la décrit Van den Hove (2007) ou d'une construction stratégique (Jørstad, Skogen, 2010 ; Barthe, Gilbert, 2005) ?

3.2.2 Conférer plus de scientificité à l'outil pour l'instituer

Via ces discussions sur la légitimité et la crédibilité des listes, les acteurs cherchent à ce que cet outil ne soit plus remis en question. Ils cherchent à l'instituer pour que la légitimité de la présence de l'indicateur au sein du collectif ne soit plus discutée (Latour, 1987). Ils insistent sur la qualité scientifique de l'outil, sur sa légitimité et sa crédibilité, pour qu'une argumentation basée sur les LR ait plus d'influence, dans un contexte où c'est la science qui permet cette institutionnalisation dans le champ de la protection de la nature.

Dans ces descriptions les acteurs font appel à deux institutions : « la science » et « la politique », et à une opposition traditionnelle entre les faits et les valeurs que B. Latour a cherché à déconstruire (Latour, 1999). Il a ainsi noté que la notion de « faits » occulte, dans son usage courant, le travail de production de données, alors que le chercheur est pourtant confronté à toute une gamme de faits incertains dont il devra déterminer s'ils sont « réels » ou non (c'est aussi ce que nous avons remarqué sur l'influence des experts sur les choix des catégories). Les acteurs rencontrés font référence à la science, pour effacer ce travail de construction, instituer l'outil et son résultat : l'expert tend à s'effacer pour qu'on ne se souvienne que du résultat de l'évaluation et éviter qu'elle ne soit remise en question.

« Ca peut aider à éclairer les politiques publiques mais c'est un point de départ et il ne faut pas que le point de départ soit contesté (fondé sur quelque chose d'opposable, la grille par exemple) et voir ensuite ce qu'on décide de faire. » (entretien, organisme technique en charge de la faune sauvage).

« Dans des présentations, on se sert souvent de la LR pour rappeler la situation dans laquelle se trouve l'espèce. C'est vraiment plus confortable de dire « c'est une espèce menacée sur LR » que de dire c'est une espèce patrimoniale, parce qu'une fois que l'on a dit ça n'a pas grand chose d'autre à dire. Les LR c'est un argument qui n'est jamais discuté. » (entretien, organisme technique en charge de la biodiversité dans les milieux aquatiques).

La « scientificité » des LR est une réalité mais aussi un argument stratégique : dire que l'outil est « scientifique » permet de limiter sa remise en question, qu'il soit plus fort, c'est-à-dire inattaquable. Et les scientifiques ne sont pas les seuls à argumenter sur cette scientificité pour donner de la légitimité et de la crédibilité à ces listes. Les décideurs sont parmi les premiers demandeurs d'une labellisation par l'UICN et d'une validation par les CSRPN des listes. Tout est fait pour accroître le côté scientifique : la méthodologie, la transparence sur les experts des évaluations, les logos des organismes collaborateurs... La méthodologie pour désigner les ZNIEFF a été revue de manière semblable, en plaçant au cœur de la démarche des données et critères rigoureux (Elissalde-Videment, 2004). Aussi bien dans le cas des ZNIEFF que des LR, les décideurs ne souhaitent pas s'appuyer sur un argument à « dire d'expert » trop facilement remis en question, mais sur une méthodologie scientifique qui permet

de conférer un « gain d'indiscutabilité » (Trépos, 1996).

« Ce qui est sûr c'est qu'il y a une demande, que ce soit du côté du grand public mais encore plus institutionnelle pour avoir des éléments de décision. Moi je le vois par exemple sur ce qu'on fait aussi sur les ZNIEFF, il y a besoins d'éléments tangibles, compréhensibles. Ça fait déjà un moment qu'on nous a demandé de ne pas faire des ZNIEFF « à l'oeil » en disant « oui cet endroit il est bon, on le sait et puis voilà ». Sauf que les gens qui voulaient utiliser cette information, par exemple pour décider d'un plan d'occupation des sols, ne comprenaient pas nécessairement le « à dire d'expert ». Donc on a demandé à ce que ce soit basé sur des listes d'habitats présents et d'espèces déterminantes. » (entretien, chercheur).

« Ça nous a permis dès le milieu des années 2000 d'avoir des LRR validées par le CSRPN et qui ont été progressivement appropriées par les différents porteurs de projets, et on avait très vite des études d'impacts, des projets qui faisaient état d'espèces qui figuraient dans les LRR. » (entretien, administration territoriale en charge de la biodiversité).

Nos résultats confortent ceux de E. Jorstad et K. Skogen et A. Coreau et al. (2013), qui ont montré qu'avec les LR les acteurs ont tendance à décrire la relation entre science et politique comme beaucoup plus linéaire qu'elle ne l'est vraiment. L'indépendance entre les deux mondes et l'objectivité des LR sont mis en avant par les scientifiques, les décideurs et les ONGE pour renforcer leurs arguments et leur position.

« The Red List process, as regulatory science, results in the creation of a boundary object (the Red List) that enables communication of information from the scientific field to the policy arena. The process of simplifying knowledge is carried further when regulators – for a variety of reasons – choose to communicate some parts of the knowledge while leaving others unmentioned. Various other actors in the public debate, like conservation NGOs and land owners, do exactly the same and thus contribute to this form of simplification. Finally, the social process of boundary work veils the simplification that has taken place, because the Red List is often actively constructed as solid scientific knowledge, in order to support different arguments. Thus, the naïve vision of a simple relationship between science and policy persists, whereas the interface is in fact a complex web of social actions that has decisive impact on both processes and results. » (Jørstad, Skogen, 2010).

Conclusion de la section 3

Cette partie nous a permis d'analyser la conception et la mise en scène des LR, basées sur leurs aspects scientifiques. Les acteurs utilisent cette scientificité pour donner de la crédibilité et de la légitimité aux listes rouges en se basant sur un modèle d'interface entre sciences et politiques fondé sur une indépendance des deux mondes. Pourtant les auteurs de la sociologie des sciences ont déjà maintes fois remis en question cette dichotomie entre sciences et politiques. Notre analyse tend à montrer qu'il ne s'agit pas uniquement d'une vision naïve des acteurs mais aussi d'une construction stratégique. Le fait de déconnecter les aspects « scientifiques » et « politiques » dans les discours, permet de rendre les processus d'évaluation indiscutables et donc que les résultats, c'est-à-dire les

listes de statuts, ne soient pas remis en question dans l'argumentaire des acteurs d'environnement (AE). Les AE sont dans une recherche d'une « *arme stratégique* » (Bernard, 2008) qui permette de mieux convaincre. Pour les fonctionnaires le caractère systématique et normalisé est plus facilement utilisable d'un point de vue administratif. Pour les scientifiques et naturalistes, les listes leur permettent d'aller un cran plus loin dans la systématisation des méthodes et dans la constitution d'une communauté. Sur le plan politique, elles cristallisent l'attention sur un objet qui permet de mieux communiquer, les « espèces menacées » et qui est facile à communiquer, et utile pour négocier. Les LR sont donc un outil de consolidation d'une information qui existe dans des formes moins homogénéisées. Ainsi elles entrent dans le cadre d'un travail de systématisation d'arguments qui existaient déjà partiellement et qui étaient déjà utilisés pour la décision (des listes d'espèces protégées par exemple). Elles sont efficaces pour communiquer et plaider (« *advocacy* ») mais aussi pour la robustesse administrative qu'elles peuvent conférer à certaines procédures.

Conclusion du chapitre 3

En 50 ans d'existence, les LR ont réussi à devenir un outil incontournable de la conservation de la biodiversité. Tout d'abord développées à l'échelle mondiale, elles ont conquis des utilisateurs à toutes les échelles d'action. Nous nous sommes plus particulièrement intéressée aux listes rouges nationales et régionales françaises qui sont montées en puissance ces dernières années. On dénombre ainsi plusieurs centaines de listes réalisées aux différentes échelles et sur différents groupes de taxons. Cette étude de cas a permis de mettre en évidence d'une part que cet outil disposait de potentialités pour contribuer aux différentes stratégies des acteurs cherchant à porter la préservation de la biodiversité, et d'autre part que cette potentialité n'allait pas de soi au lancement de ces listes il y a dix ans. Les concepteurs de l'indicateur ont dû batailler pour le faire accepter, pour que son utilisation pour argumenter dans différentes situations de prises de décision et d'action soit considérée comme légitime. Il est incontestable pour tous les acteurs rencontrés que les LR ont réussi à devenir incontournables tout en ayant des potentialités pour contribuer à des stratégies de préservation de la biodiversité plus efficaces.

L'utilisation et les impacts de l'outil sur l'état des espèces menacées ne peuvent pas encore être évalués directement. En effet, les LR nationales et régionales ne sont encore qu'à une phase de construction et leur mobilisation dans le cadre d'actions concrètes débute tout juste. Toutefois, nous avons pu montrer leurs potentialités à intégrer certaines stratégies des acteurs mais aussi parfois les difficultés (tableau 4). Tout d'abord, les LR ont contribué à faire émerger le concept d'espèces menacées et à le diffuser au sein de différents publics : administrations, élus, médias, citoyens... Les AE ont joué de leur simplicité, de la facilité de leur représentation et de l'explication de leur construction, pour les utiliser au service de stratégies de sensibilisation. Au sein des communautés de spécialistes, elles ont permis de lancer un certain nombre de débats sur ce qu'est une espèce menacée et sur les actions de conservation qui peuvent contribuer ou non à leur préservation. Par ailleurs ces listes ont aussi contribué à des stratégies d'acquisition de connaissances par la nécessité préalable à l'évaluation d'avoir des informations sur les populations des espèces et leur répartition, par la constitution de réseaux de spécialistes de plus en plus puissants, et par l'argumentation pour le financement de travaux sur les espèces les moins connues à la suite des résultats des évaluations. Enfin elles sont aussi utilisées par différents AE dans des stratégies d'intervention au service de la biodiversité. Les acteurs administratifs les mobilisent pour éclairer les avis qu'ils doivent donner sur les dossiers notamment d'avis de l'autorité environnementale, mais aussi pour préparer de futures réglementations sur les espèces protégées et pour définir des objectifs d'action publique en matière de biodiversité et évaluer leur atteinte. Les associations de protection de la nature les utilisent pour plaider auprès des élus et décideurs. Ces listes peuvent aussi servir à prioriser les actions menées par tous ces acteurs. Pour

conclure sur cette dimension, les AE trouvent un intérêt à utiliser les LR dans des stratégies de consolidation du système d'action existant, plus que dans des stratégies d'intervention pour changer ce système. C'est probablement un des éléments qui a fait le succès des LR : peu d'acteurs s'opposent à leur systématisation parce qu'elles vont dans le sens du système existant.

Tableau 4: *intérêt environnemental actuel des LR (cadre d'analyse développé à partir de nos propres travaux, et non des objectifs affichés du programme).*

Registres potentiels de contribution	Potentialités de l'outil	Contribution observée de l'indicateur
Modification de l'état de l'objet écologique	Amélioration de l'état de menace des espèces	Difficile à estimer pour l'instant
Apport de connaissances sur l'objet écologique	Acquisition et mutualisation de nouvelles connaissances sur la répartition des espèces et des menaces	Contribution dépendante des taxons : de l'état des connaissances, du réseau et des processus de production
	Prioriser et dynamiser les projets d'acquisition de connaissance	Contribution pour l'instant limitée à quelques cas (notamment lorsqu'il y a des PRA) mais pourrait être plus élevée si des projets de connaissance étaient menés
	Débats sur l'écologie des espèces et les concept clés de la conservation	Observation de débats entre spécialistes au moment des évaluations
Objet écologique : Mise à l'agenda	Emergence du concept d'espèce menacée	Concept déjà relativement connu à l'échelle nationale (lié plutôt aux LRM), mais a suscité un intérêt nouveau des décideurs et acteurs régionaux
	Sensibilisation du public	Grand potentiel médiatique de l'outil, déjà concrétisé pour certaines LR
Modes d'action : interventions sur le système d'action	Connaissance pour argumenter	Un argument utilisé parmi d'autres, pas d'opposabilité, mais les AE cherchent à ce que cet argument soit mieux pris en compte
	Connaissance pour alerter	Utilisation des listes rouges pour alerter sur les états de menaces sur certaines espèces, certains taxons ou habitats.
	Modification des pratiques de gestion	Les LRR sont actuellement encore peu utilisées par les gestionnaires (notamment parce que les listes sont récentes et parce qu'ils ont besoin parfois d'outils plus précis)
	Prioriser des actions de conservation	Contribution actuelle peu observée mais probable (listes encore jeunes), mais un certain nombre de possibilités sont envisagées et des méthodologies de priorisation sont en cours de réflexion
	Interprétation de la réglementation	Contribution observée : interprétation de la réglementation (qui peut être plus ou moins bénéfique pour la biodiversité) Contribution envisagée pour la révision des listes d'espèces protégées
Amélioration du positionnement des AE	Soutien des acteurs de la connaissance	Contribution observée à l'amélioration des ressources financières et humaines, et à la structuration et valorisation du réseau
	Soutien des AE plus généralement	Contribution variable de l'outil en fonction des acteurs : Un argument qui renforce aussi les acteurs régulateurs ayant une intention environnementale.

À la fin de la section 2 nous sommes donc arrivée à la conclusion que les AE ont actuellement besoin d'arguments solides et incontestables pour argumenter en faveur de la biodiversité. Les LR peuvent être considérées comme un succès pour l'action en faveur de l'environnement parce qu'elles confèrent à l'information sur l'état des espèces un caractère indiscutable. L'acceptation des LR n'a pas

été sans embuches, les acteurs ont cherché à instituer cet outil, au sens de B. Latour. Comme nous l'avons vu dans le chapitre 1, pour qu'une entité entre dans le collectif et que sa présence légitime au sein du collectif ne soit plus remise en question, une phase d'institutionnalisation est nécessaire. Il la décrit comme « *the whole set of mechanisms for attributing shape and distributing causalities through which a new entity becomes a legitimate and recognized member of public life.* ».

Pour réussir à instituer l'outil, les acteurs ont dû négocier, comme tout acteur qui veut rentrer au sein du collectif. Dans la section 3 nous avons vu que la méthodologie des listes et les discours sur les LR font l'objet d'une mise en scène au service de cette institutionnalisation. Le processus d'évaluation et les acteurs participants sont choisis et décrits de manière à renforcer la crédibilité et la légitimité de ces listes, notamment arguant de leur réalisation au sein de la sphère de la science, s'inspirant d'un modèle de plus en plus courant d'indépendance entre science et politique. Ce résultat sur les LR nous rappelle aussi celui de V. Boussard (2001) présenté dans le chapitre 1. Elle a observé que les acteurs peuvent se servir des indicateurs comme « *étendard* », et que « *les indicateurs de gestion ont cette caractéristique d'apparaître à première vue comme neutres. Ils abusent les acteurs grâce au manteau de la science. Qui donc peut oser critiquer des chiffres ? L'argumentation, grâce au recours aux indicateurs, prend l'apparence pour les acteurs d'une démonstration. Invoquer des chiffres, c'est sembler adopter une logique formelle dont le résultat s'impose comme la vérité.* ». Elle utilise le vocabulaire proposé par Callon (1986) pour décrire ces phases d'enrôlement et d'intéressement : la nécessité de convaincre, de trouver des alliés, et ce « *jusqu'à ce que le raisonnement, aidé en cela par le syllogisme, imprègne l'organisation au point de devenir la vérité ambiante. Propagé au départ par quelques acteurs, il envahit progressivement les discours.* ». La scientificité des LR leur permet aussi d'acquérir ce statut d'étendard, grâce à un travail d'enrôlement et d'intéressement lié à une mise en avant de leur scientificité (décrite dans la section 3).

Ces résultats sur l'institutionnalisation des indicateurs pour mieux argumenter n'étaient pas au départ clairement inscrits dans notre problématique de recherche et notre cadrage initial basé sur une approche stratégique de l'action efficace. Aller sur le terrain en ayant un questionnement et un cadrage théorique précis mais en laissant émerger d'autres questionnements du terrain nous a permis de découvrir cet aspect du cas. Nous verrons dans la partie 3, et plus particulièrement dans le chapitre 7 que cette question de l'institutionnalisation via la démarcation entre science et politique peut-être croisée avec l'analyse stratégique que nous mènerons de l'articulation entre connaissances et actions.

Chapitre 4 : CarNET-B

La confrontation de deux logiques d'utilisation des indicateurs : celles des aménageurs et celles des acteurs porteurs de connaissances naturalistes

« Fragmentation », « destruction d'habitat », « destruction d'espèces », « pollutions », etc. : le fait qu'une infrastructure de transport a des impacts sur la biodiversité n'est aujourd'hui plus remis en question (Vandeveldt et al., 2012). Pour diminuer ces impacts, de nombreux outils ont été mis en place au cours des dernières décennies, comme la réglementation sur les espèces protégées, la procédure d'impact²⁷ et l'étude des incidences des projets publics et privés sur l'environnement²⁸. Des zonages ont aussi été créés, modifiant les règles d'urbanisme dans un territoire délimité, comme dans les zones Natura 2000. À la fin des années 2000, la réglementation a encore évolué, avec des outils de plus en plus nombreux : trames vertes et bleues, mise en œuvre de la compensation, réforme des études d'impacts, etc.

Et pourtant, dans les discours des acteurs mais aussi des chercheurs, nombreux sont ceux qui estiment que la biodiversité n'est encore pas assez prise en compte dans les choix d'aménagements (Billet, 2006) : d'une part la connaissance disponible ne serait pas suffisante et d'autre part les procédures visant à intégrer ces contraintes arriveraient trop tard pour avoir un impact concret sur la mise en œuvre du projet d'aménagement. Par exemple, dans les discours des aménageurs l'étude d'impact est parfois perçue plus comme une contrainte réglementaire que comme un outil d'amélioration du projet et donc de diminution de ses impacts sur la biodiversité (Vanpeene-Bruhier et al., 2013 ; Sayagh et al., 2014). De même, la prise en compte des espèces protégées dans les études d'impact d'aménagements n'apparaît pas encore suffisante aux yeux des acteurs porteurs d'enjeux environnementaux, notamment parce que les procédures ne conduisent jamais à l'abandon d'un projet trop impactant, mais plutôt à comparer différentes options de tracés et d'aménagements. Le projet CarNET-B a émergé dans ce contexte marqué par des discours sur l'insuffisance de la prise en compte des enjeux de biodiversité dans les projets d'aménagements et par une volonté d'avoir des informations suffisamment tôt pour qu'elles soient effectivement prises en compte par les décideurs.

D'où vient ce besoin d'outils supplémentaires ressenti par certains acteurs ? Que peut apporter

27 Loi du 10 juillet 1976 relative à la protection de la nature

28 Directive communautaire du 27 juin 1985

un outil nouveau à ce dispositif déjà régulièrement réformé ?

Par ailleurs, ce projet a aussi la particularité d'être porté uniquement par le ministère de l'écologie, mais par deux directions différentes de ce même ministère. **Comment ces deux types d'acteurs aux objectifs potentiellement différents arrivent-ils à se mettre d'accord sur un même outil ? Quels sont les besoins de ces deux types d'acteurs et comment l'outil peut-il répondre aux attentes de ces différents acteurs ? Quelles sont les limites de faisabilité face aux besoins existants ?**

Ce programme avait aussi l'intérêt d'être en cours de réalisation : nous avons pu observer à la fois la phase pilote et la phase d'analyse qui a décidé de la non généralisation du programme. De plus, la phase de proposition et d'émergence du programme s'était déjà déroulée mais était suffisamment récente pour que les acteurs s'en souviennent et puissent la raconter. Dès que nous avons commencé à enquêter sur ce cas, le constat que ce projet était à la fois une grande satisfaction et une grande frustration nous a convaincu de son intérêt. Notre problématique a rapidement émergé de ces premiers entretiens. **D'où viennent ces impressions simultanées de succès et de frustration ? Ce ressenti est-il dû uniquement à des problèmes techniques de l'outil (échelles, données à dispositions, indicateurs choisis...) ? Est-il dû à une difficulté pour répondre au double objectif du projet : l'objectif de connaissance et l'objectif de prise en compte de la biodiversité dans les projets d'infrastructures ?**

Nous commençons par retracer l'historique du projet : d'un besoin ressenti par les acteurs au lancement d'un programme spécifique et à la réalisation d'un « package » en juin 2014 et au sentiment de déception des potentiels utilisateurs (section 1). Dans un deuxième temps, nous nous intéressons à l'intérêt environnemental du projet aussi bien sur le plan de la connaissance que sur sa prise en compte dans les aménagements routiers (section 2). Enfin un questionnaire spécifique à ce cas est traité dans la troisième section, dans laquelle nous nous interrogeons sur la complexité à concilier les aspects techniques des indicateurs et les logiques d'action des acteurs, c'est-à-dire la manière dont ils envisagent d'utiliser les indicateurs.

Choix méthodologiques :

Nous avons choisi de considérer le projet tel qu'il était décrit et pensé de 2011 à 2015, période de notre enquête et correspondant aussi à la phase pilote du programme. Par conséquent, certains volets seront mentionnés mais non analysés, comme le projet parallèle de valorisation des données issues des études d'impact (phase pilote en Nord-Pas-de-Calais) et l'inclusion des données d'habitat initialement envisagée en lien avec le projet CarHAB. En 2014, une première réorientation des objectifs

du programme a été envisagée : l'abandon des phases d'acquisition de nouvelles connaissances via des inventaires sur le terrain et la limitation du programme CarNET-B à un objectif de valorisation de connaissances existantes, notamment celles disponibles à partir de l'Inventaire national du patrimoine naturel (INPN). Les acteurs ont été consultés sur l'intérêt du programme non pas vis-à-vis de l'objectif de connaissance mais de celui d'intégration de cette connaissance dans les projets. Enfin, en 2015, c'est-à-dire après notre phase d'enquête de terrain mais avant la restitution de nos résultats, le ministère de l'écologie a finalement choisi de ne pas donner suite au programme. Notre analyse portant sur l'ensemble du projet, nous ne nous limitons pas aux choix finaux réalisés en 2014 et 2015 mais étudions l'ensemble du projet, y compris l'objectif de connaissances.

Avant de commencer, remarquons que le programme n'a été testé que sur deux régions pilotes, deux régions très contrastées en termes de fonctionnement aussi bien au sein des DREAL, qu'entre les acteurs naturalistes. Il n'est donc pas possible de généraliser certaines observations à partir de ces deux régions. Nous précisons le plus souvent possible les régions concernées par les observations, essayant de trouver un équilibre entre anonymisation des propos et précision des résultats lorsqu'ils sont liés à des contextes régionaux spécifiques.

1 Le programme CarNET-B : d'un besoin ressenti à la création d'un package SIG

1.1 Le sentiment partagé d'un besoin de meilleures connaissances sur la biodiversité en amont des projets d'infrastructures

1.1.1 Depuis 30 ans la connaissance naturaliste est utilisée pour diminuer l'impact environnemental des projets

La montée en puissance du porter à connaissance naturaliste en amont des aménagements

Depuis la loi du 10 juillet 1976 relative à la protection de la nature et l'étude des incidences des projets publics et privés sur l'environnement issue de la directive communautaire du 27 juin 1985, l'anticipation des atteintes sur l'environnement est devenue une préoccupation indispensable pour tout aménageur (Billet, 2006). La phase clé en est l'étude d'impact (Billet, 2006), instrument qui implique au préalable d'appréhender correctement les enjeux liés à la biodiversité via en particulier la législation sur les espèces protégées. Des données sur les espèces sont nécessaires et donc une connaissance naturaliste de la zone d'impact aussi. À partir des années 80, cette connaissance naturaliste devient un enjeu majeur à la fois pour les naturalistes mais aussi pour les acteurs ayant à cœur de porter ces préoccupations environnementales, voire de s'opposer à certains projets d'aménagement (Billet, 2006). Le ministère de l'écologie prend alors conscience que pour mieux

préserver la biodiversité, notamment face aux projets d'aménagements, la connaissance naturaliste n'est pas assez structurée au niveau national (Mathevet et al., 2013). Ce constat mène à la création d'un service dédié au MNHN et d'un outil spécifique, les Zones naturelles d'intérêt écologique, faunistique et floristique (ZNIEFF), lancées officiellement en 1982. Les ZNIEFF sont considérées de manière presque unanime comme un succès pour la connaissance mais aussi pour leur contribution vers une diminution des impacts des aménagements, comme en témoignent la tenue d'un séminaire en novembre 2012 « *L'inventaire des ZNIEFF, histoire d'une réussite* »²⁹ et les nombreux articles faisant l'éloge de ce programme d'inventaire (Mathevet et al., 2013). Les ZNIEFF sont utiles pour l'aménagement du territoire, bien que ces zonages ne soient pas opposables, parce que l'inventaire des ZNIEFF permet le porter à connaissance naturaliste (Clap, 2005 cité par Mathevet *et al.*, 2013). Et la jurisprudence a déjà montré que ce porter à connaissance peut avoir un impact conséquent pour certains aménagements (Mathevet et al., 2013 ; Billet, 2006 ; Wizniak, 2012).

Il existe depuis les années 80 une chaîne opératoire effective : les inventaires de terrains, la constitution de ZNIEFF, le porter à connaissance, l'anticipation de la présence des espèces floristiques et faunistiques d'intérêt dans les projets d'aménagements grâce aux études d'impacts et la diminution de l'impact des aménagements sur ces espèces. Cette chaîne ne suffit pas à elle seule à limiter tous les impacts sur la biodiversité et il n'est pas évident de tracer les impacts qui ont été concrètement évités grâce à l'existence de données naturalistes. Mais de manière générale cette chaîne opératoire existe et est effective pour diminuer certains impacts négatifs des aménagements sur la biodiversité.

Ces dix dernières années : évolutions réglementaires et volontaires

Récemment cette chaîne opératoire a été renforcée : de nouvelles politiques et programmes ont été conçus pour faciliter la diminution des impacts des projets d'aménagements. Ces outils font partie du système d'action dans lequel a émergé le programme CarNET-B. Par exemple, le programme Trame Verte et Bleue (TVB) a été lancé à la suite du Grenelle de l'environnement en 2007. C'est un outil d'aménagement du territoire qui « *visent à (re)constituer un réseau écologique cohérent, à l'échelle du territoire national, pour permettre aux espèces animales et végétales, de circuler, de s'alimenter, de se reproduire, de se reposer...* »³⁰. Ce réseau se décline à l'échelle régionale par la mise en place d'un schéma régional de cohérence écologique (SRCE) co-construit avec les acteurs territoriaux sous la responsabilité conjointe de l'État et du Conseil régional dans les comités régionaux trames verte et bleue. Les premiers SRCE ont commencé à être publiés en 2014.

En parallèle, le ministère de l'écologie a publié une doctrine « *éviter, réduire, compenser* », qui doit être mise en œuvre dans les projets d'aménagement. Cette doctrine insiste notamment sur la

29 <http://spn.mnhn.fr/colloqueznief2012/>

30 <http://www.developpement-durable.gouv.fr/-La-Trame-verte-et-bleue,1034-.html>

nécessité d'éviter les impacts dès la conception et les premiers choix fondamentaux liés au projet³¹. Des lignes directrices³² ont été élaborées en 2011 et 2012 par un groupe de travail réunissant des représentants de l'État, d'établissements publics, d'entreprises et d'associations. Elles déclinent sur le plan méthodologique la doctrine nationale élaborée par le comité de pilotage en mai 2012.

À la suite du Grenelle, les études d'impacts ont été réformées (décret n°2011-2019 du 29 décembre 2011). La notion de seuil financier au-delà duquel les études d'impact étaient obligatoires a été supprimée et remplacée par une liste exhaustive de tous les travaux soumis à étude d'impact, augmentant ainsi le nombre de projets soumis à étude d'impact (MEDDTL, 2011). Ce texte impose aussi une description plus précise du projet, l'étude des populations, des continuités écologiques et des interrelations dans l'analyse de l'état initial du site, ainsi que l'analyse des effets cumulés avec les projets connus, et des modalités de suivi des effets. Cette révision des études d'impact devrait théoriquement permettre de faire face aux principales critiques déjà évoquées précédemment en imposant notamment de prendre en compte les continuités écologiques et le fonctionnement des écosystèmes, ainsi que la nature commune, souvent qualifiée d'ordinaire (Vanpeene-Bruhier et al., 2013).

Pour conclure, la connaissance naturaliste est aujourd'hui effectivement utilisée pour diminuer les impacts des projets d'aménagement sur la biodiversité. Certains ont toutefois le sentiment que ces efforts sont insuffisants et gagneraient à être renforcés. En effet les acteurs sont plutôt unanimes quant à l'efficacité du porter à connaissance pour diminuer les impacts des projets sur la biodiversité et souhaiteraient que ce porter à connaissance soit renforcé. Pour cela, améliorer la connaissance disponible mais aussi faciliter sa prise en compte permettrait que celle-ci ait progressivement plus de poids dans les choix des aménageurs. Depuis une petite dizaine d'années les programmes d'outils pour répondre à ces enjeux sont de plus en plus fréquents. CarNET-B est issu de ce sentiment partagé d'un besoin de plus de connaissances pour diminuer encore plus l'impact des projets et plus particulièrement de connaissances sur la répartition des espèces protégées. Ce besoin est exprimé tant par les AE que par les aménageurs, notamment parce que la réglementation sur ces espèces protégées a évolué et que ces acteurs ont pris conscience de l'impact de connaissances insuffisantes en amont des projets d'infrastructures, comme nous allons maintenant le voir.

31 ministère de l'écologie septembre 2012, DOCTRINE relative à la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur le milieu naturel

32 CGDD, octobre 2013, « Lignes directrices nationales usr la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur les milieux naturels »

1.1.2 Le « traumatisme » du Pique-prune : la prise de conscience de l'impact économique et social potentiel d'une anticipation insuffisante des impacts environnementaux

En août 1996, la découverte d'*Osmoderma eremita* (le Pique-prune) sur un fuseau autoroutier au sud du Mans va interrompre les travaux de construction de l'autoroute A28. Ce scarabée est protégé par la convention internationale de Berne, la directive européenne Habitat de juin 1992 et un décret français de juillet 1993. Pourtant, cette espèce n'avait pas été citée dans l'étude d'impact soumise à enquête publique en 1992. Un collectif d'associations opposées au projet a saisi l'État puis la Commission européenne pour carence manifeste de l'étude d'impact. Après cinq ans d'interruption des travaux, des études complémentaires ont statué sur la possibilité d'une coexistence entre une nouvelle infrastructure routière et les populations de Pique-prune, moyennant une série de mesures de préservation et de compensation (Vandeveldt et al., 2012).

Ce scarabée qui a arrêté la construction d'une autoroute pendant cinq ans est entré dans la mémoire collective des aménageurs et des AE. Cette épisode a été citée presque systématiquement au cours des entretiens que nous avons réalisés, aussi bien par des aménageurs que par les associations naturalistes (entretiens), ainsi que dans tous les articles scientifiques analysant le lien entre infrastructures et biodiversité en France (Billet, 2006 ; Vanpeene-Bruhier et al., 2013 ; Vandeveldt, 2013). L'histoire de ce scarabée cristallise l'essentiel du débat actuel sur les infrastructures de transport. Depuis une trentaine d'années, ces infrastructures soulèvent de plus en plus de contestations et les espèces protégées comme les zones humides et les écosystèmes fragiles sont devenus un des arguments clés de ces contestations (Vandeveldt et al., 2012). La connaissance de leur répartition devient alors un enjeu majeur. De plus, les aménageurs ont pris conscience que la procédure de dérogation, révisée en 2007-2008 pour permettre d'assouplir la réglementation sur les espèces protégées permet en réalité une meilleure prise en compte de ces espèces, et donc conduit à plus de remises en question des projets d'aménagements (entretiens). La demande de dérogation devient alors un espace de discussion sur les impacts du projet.

« Le droit français a introduit ou clarifié une possibilité de déroger à la réglementation sur la destruction d'espèces protégées. On aurait pu s'attendre à ce que cette dérogation soit l'ouverture à des destructions, en fait ça a eu l'effet inverse, ça a créé une procédure qui a conduit à bloquer ou à retarder des projets. [...] On entendait dire du côté militant que les aménageurs ne respectaient pas la réglementation, qu'ils détruisaient. Personne n'avait sans doute conscience de l'enjeu avant l'apparition de la procédure. En donnant un levier aux aménageurs pour être dans les règles, ça a conduit en même temps à donner un levier aux défenseurs pour bloquer. » (entretien, ex-administration centrale en charge des infrastructures de transport).

Lors de ce conflit autour du Pique-prune et de l'autoroute A28 les acteurs aménageurs ont constaté pour la première fois l'importance du volet environnemental d'un projet. Il peut être non

seulement un argument pour les opposants à un projet d'infrastructures mais aussi un élément pouvant entraîner beaucoup de retards et avoir un impact financier non négligeable. L'amélioration des études d'impact et des connaissances sur la biodiversité en amont des projets devient pour eux un élément fondamental pour éviter les conflits et les impacts économiques des retards potentiels, comme l'illustrent les citations ci-dessous :

« Aujourd'hui ce sont les études environnementales qui sont dimensionnantes dans la vie d'un projet. C'est le fil rouge. D'un point de vue procédural, c'est ça qui va prendre le plus de temps. [...] Donc forcément tu y accordes de l'importance, et puis surtout dans la conduite des projets tu démines un peu plus tôt qu'auparavant les questions et difficultés environnementales... » (entretien, administration territoriale en charge des infrastructures de transports).

« L'environnement, c'est une porte d'entrée très largement utilisée par les opposants de toutes sortes sur le projet. Ils vont rentrer par la question environnementale. On sait que le contentieux commence par là avec les associations. » (entretien, administration territoriale en charge des infrastructures de transports).

1.1.3 Diminuer encore plus l'impact environnemental des projets par une meilleure connaissance en amont des projets

Nécessité de connaissances fiables pour mieux cadrer les études préalables

Le constat des aménageurs sur la prise en compte de la connaissance est unanime : elle se fait aujourd'hui en fonction des opportunités, de manière non homogène et dépendante de la sensibilité du chargé de mission dans les DREAL.... S'ils veulent diminuer les risques environnementaux d'un projet, il leur faut avoir plus de connaissances sur la biodiversité et des connaissances plus fiables pour les espèces juridiquement contraignantes.

« L'opérateur part à la pêche aux infos de manière assez artisanale, sur les différents sites, le ministère, les collègues en charge de la biodiversité, la documentation et sa propre connaissance du terrain. » (entretien, administration territoriale en charge des infrastructures de transports).

Quelques années avant le lancement du programme CarNET-B et notamment juste avant la fusion des services déconcentrés régionaux, S. Vanpeene-Bruhier et J. Dalban-Canassy (2006) décrivaient le manque de communication entre les services de l'État compétents, c'est-à-dire les services en charge des routes et ceux de la biodiversité, notamment sur le cadrage préalable des inventaires à réaliser. Cette difficulté des opérateurs de l'État à accéder facilement aux connaissances disponibles sur la biodiversité et leur manque de connaissances spécialisées peut avoir pour conséquence un mauvais cadrage des études d'impacts. Plus généralement, un certain nombre d'études d'impact sont régulièrement jugées comme insuffisantes (Vanpeene-Bruhier et al., 2013 ; Autorité environnementale, 2011), aboutissant parfois à un avis négatif de la part de l'autorité environnementale ou ouvrant la porte à des contentieux. Les acteurs aménageurs sont à la recherche

d'informations leur permettant d'améliorer la qualité des études amont des projets, pour pouvoir se reposer dessus en toute sécurité.

Remarquons ici que si les acteurs disent que les études d'impacts sont insuffisantes, ce n'est pas parce qu'ils remettent en question la procédure existante, mais au contraire parce que celle-ci est efficace : la biodiversité peut être un facteur bloquant les projets. C'est cette potentialité de blocage qui les amène à plus se préoccuper de la prise en charge de la biodiversité et donc de l'amélioration des études d'impacts.

Nécessité de connaissances fiables avant de pouvoir aller sur le terrain pour mieux anticiper les zones à enjeux

CarNET-B trouve aussi son origine dans le constat fait par les aménageurs de la difficulté d'aller sur le terrain avant la déclaration d'utilité publique (DUP) donc de la nécessité de disposer d'informations bibliographiques fiables. En effet, pour des questions de coûts des investigations de terrain et d'acceptabilité vis-à-vis des riverains, il n'est pas possible d'aller récolter des informations naturalistes précises sur le terrain avant que la procédure ne soit officiellement lancée et le projet acté. Pour pouvoir quand même anticiper les impacts sur la biodiversité sans être encore allés sur le terrain, les aménageurs doivent donc disposer d'informations bibliographiques qui leur paraissent suffisamment fiables pour décider d'engager la procédure (entretiens).

Selon nos interlocuteurs, les seules informations fiables en terme de contenu sont les ZNIEFF mais celles-ci sont encore souvent créées au gré des opportunités. Le territoire métropolitain n'est donc pas couvert de manière homogène et l'absence de ZNIEFF ne peut pas permettre d'exclure la présence d'espèces juridiquement contraignantes. Les aménageurs ont le sentiment que de telles informations ne sont pas assez fiables pour la suite de la procédure. Ils ont besoin d'une information « sécurisée ».

« Il y avait donc un besoin d'informations fiables qui n'existaient pas. Les ZNIEFF existent là où des opportunités de les créer ont été constatées, si il n'y a pas eu d'inventaires, il n'y a pas de ZNIEFF. Il y a par endroits des infos, d'autres pas, ça ne suffit pas pour donner une idée bibliographique des enjeux. C'est une première approche mais par rapport aux procédures qui vont être derrière c'est très risqué, c'est ce qui a été vu avec le projet d'A65. » (entretien, administration centrale en charge des infrastructures de transports).

Mieux organiser la connaissance existante en amont pour pouvoir mieux la prendre en compte

Ce constat de la nécessité d'améliorer la connaissance disponible sur la biodiversité et son utilisation dans les projets d'infrastructures de transports se traduit aussi dans le plan d'action sur les transports de la SNB en 2005 avec l'orientation n°3 : « Contribuer aux actions du MEDD en termes d'amélioration de la connaissance de la biodiversité par la fourniture de données conjointes (inventaires

et cartographie des espaces naturels) » (SNB, plan transport 2005). Pour mieux organiser l'accès des aménageurs aux connaissances disponibles, S. Vanpeene-Bruhier et J. Dalban-Canassy (2006) recommandent de mettre en place des synthèses partagées des données naturalistes existantes, s'appuyant sur l'expérience du Centre Suisse de Cartographie de la Faune. Ils font l'analyse des difficultés existantes en France et notamment l'absence de synthèse des données existantes lié au fait que les associations, non ou peu financées par l'État ou les collectivités, ne les communiquent pas aux bureaux d'étude payés pour réaliser l'étude d'impact, ni gratuitement, ni en échange de financements (Vanpeene-Bruhier, Dalban-Canassy, 2006). Depuis la fin des années 2000, cette idée de synthèse des bases de données existantes commence à faire son chemin en France, avec notamment la constitution sous l'impulsion du ministère de l'écologie du Système d'Information sur la Nature et les Paysages (SINP) à l'échelle nationale, mais aussi des tentatives régionales comme les « *profils environnementaux régionaux* », élaborés par certaines DIREN (Lavoux, Féménias, 2011).

Ce besoin ressenti devient même un engagement du Grenelle de l'environnement : un objectif de renforcement, en amont des procédures de réalisation des infrastructures linéaires et d'aménagement du territoire, de l'intégration des enjeux de protection de la biodiversité remarquable (Gourdain, Poncet, Haffner, et al., 2011). Dans l'avant projet du Schéma National des Infrastructures de transport (SNIT)³³ (le projet a été remplacé en 2012 par un « Schéma National de mobilité durable »), il est proposé de mettre en place des « *actions visant à renforcer la prise en compte de la biodiversité dès les réflexions amont de projets d'infrastructures ainsi que dans les études réalisées à chaque phase du projet en s'attachant autant à la biodiversité patrimoniale qu'à la biodiversité ordinaire* ». Ces engagements ont aussi été repris dans le plan d'action issu de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité pour 2008-2010. On note ainsi parmi les attendus les deux points suivants : « (1) *Cohérence du dispositif de connaissance de la biodiversité, disponibilité et exploitation des données, pour leur prise en compte, notamment dans le cadre des projets d'infrastructures de transports terrestres ; et (2) Développement d'indicateurs relatifs à la biodiversité adaptés aux infrastructures de transports terrestres en vue de l'intégration de données relatives à la biodiversité dans la base des données de gestion des infrastructures.* ».

Conclusion de la section 1.1

Il existe aujourd'hui une chaîne opératoire effective pour porter à connaissance les informations existantes sur la biodiversité et diminuer les impacts des aménagements. Cependant, si cette chaîne existe et produit des effets, les acteurs constatent tous que l'amélioration de la disponibilité et de la fiabilité des connaissances en amont des projets serait gage d'une meilleure

³³ datant 09 juillet 2010 (p21)

efficacité. Pour les AE la connaissance est efficace pour diminuer les impacts et pour les aménageurs elle est indispensable pour les diminuer mais aussi pour éviter les retards et autres difficultés économiques et sociales liés à la prise en compte de la biodiversité dans les procédures réglementaires. Ils constatent tous qu'ils ont besoin d'améliorer la qualité de leurs études d'impact mais aussi d'anticiper en amont les zones d'intérêt pour préserver la biodiversité. Ce constat partagé abouti notamment à un certain nombre d'engagements et de recommandations lors du Grenelle de l'Environnement, qui restent à concrétiser. Le programme CarNET-B a été monté en réponse à ce besoin ressenti et à l'objectif « Grenelle » qui en résulte.

1.2 Lancement d'un programme pour combler ce besoin : CarNET-B

Face aux constats évoqués précédemment et pour répondre aux engagements issus du Grenelle de l'environnement, en 2008 la DIT fait part à la DEB de son intérêt pour avoir un outil de connaissance permettant d'améliorer les études d'opportunité et les études préalables.

1.2.1 Un projet conjoint de la DIT et de la DEB, deux directions du ministère de l'écologie

La DEB et la DIT avaient à la fois des objectifs communs issus du Grenelle et une incitation à travailler en partenariat suite à la fusion du ministère de l'équipement (dont est originaire la DIT) et de l'écologie (dont est originaire la DEB). Le programme CarNET-B est un des produits issus de cette volonté de partenariat :

« C'était dans les premiers mois après le Grenelle, il y avait une volonté d'impulser de meilleurs partenariats, de meilleures symbioses entre les directions du ministère pour que l'environnement et l'aménagement ne s'opposent plus et travaillent plus efficacement ensemble. » (entretien, administration centrale en charge des infrastructures de transports).

Assez rapidement, les deux directions ont compris qu'elles avaient un enjeu commun fort sur l'amélioration de la connaissance de la biodiversité « à enjeu » et surtout sa formalisation en une information fiable et homogène, qui ne soit pas remise en question, une information institutionnalisée. Progressivement l'objectif de disposer d'une information générique pouvant être intégrée le plus tôt possible aux projets d'infrastructures de transport a fait l'objet d'un programme conjoint entre les deux directions. *« On voulait disposer d'un outil qui nous permettrait très en amont pour la détermination des grands fuseaux d'infrastructure de savoir si on a des accumulations d'espèces à enjeux (listes rouges, protégées, Natura 2000...) »* (entretien, administration centrale en charge de la biodiversité).

Dès les premiers échanges, l'objectif est que la connaissance sur les espèces « à enjeux » soit prise en compte très en amont des projets d'infrastructures et que l'outil ne se substitue pas aux

procédures habituelles (études d'impact et autres évaluation environnementales), mais permette d'améliorer les études en amont de la DUP. Après de multiples discussions entre les deux directions concernées du ministère de l'écologie, la DEB et la DIT se mettent d'accord sur un projet commun, composé de deux objectifs distincts mais complémentaires *a priori* :

- (1) améliorer la connaissance de la biodiversité remarquable d'une manière générale, sur l'ensemble du territoire métropolitain (Corse exclue dans un premier temps³⁴) ;
- (2) disposer d'une information générique pouvant être intégrée le plus tôt possible dans les études concernant la réalisation d'infrastructures de transport.

Ce double objectif de CarNET-B, issu d'une commande double, est au cœur de l'originalité de ce projet mais aussi des difficultés qu'il va rencontrer par la suite. L'outil doit répondre aux exigences de deux mondes très différents, celui de la connaissance sur la biodiversité et celui des infrastructures : *« Il faut donc répondre à deux acteurs très différents : deux demandes, deux visions, deux niveaux de connaissance différents des enjeux de biodiversité. »* (entretien, organisme d'expertise naturaliste national).

1.2.2 Organisation du programme

Le pilotage national du programme est assuré par les bureaux correspondants de la DIT et de la DEB (annexe 3). Le pilotage régional est confié aux DREAL. Ces services reçoivent une délégation des crédits nationaux directement depuis les DIT et DEB et financent les associations pour la réalisation des inventaires et à l'élaboration des cartes. Le MNHN, et plus particulièrement le Service du Patrimoine Naturel, responsable scientifique du projet, est chargé de l'élaboration de la méthodologie de restitution des données récoltées³⁵. Les collaborations régionales se font au libre choix des DREAL impliquées dans le projet mais, théoriquement, tout organisme scientifique compétent peut être incorporé dans la démarche (Robert, 2014).

Des rencontres entre les acteurs principaux sont régulièrement organisées pour permettre le suivi du programme en phase de test, et notamment la mutualisation des besoins et des attentes. Un comité de pilotage, composé de représentants du SPN, du Ministère (DEB et DIT), des DREAL et de la FCBN, est chargé des aspects organisationnels et méthodologiques. Il s'est réuni à peu près une fois par an. Des groupes de travail appelés groupes de « synthèse » ont aussi été organisés, notamment à partir des premières remontées de données pour discuter des indicateurs et des besoins spécifiques de chacun des acteurs.

34 La Corse est exclue car c'est la collectivité territoriale de Corse qui est compétente en matière d'infrastructures routières sur l'île et non l'État.

35 Pour plus d'informations sur la méthodologie et la gouvernance du projet, se référer à Gourdain *et al.*, 2011.

1.2.3 Choix de deux régions pilotes : la Lorraine et le Centre

En septembre 2009, il est acté que le projet sera lancé sur deux régions pilotes pour tester la méthodologie avant de généraliser à la France métropolitaine. Les régions Lorraine et Centre ont été choisies car elles étaient concernées par des projets d'infrastructures à court terme : pour la Lorraine un projet autoroutier (A31bis), pour la région Centre, une mise en 2x2 voies de la RN154.

Ces deux régions sont très contrastées en termes de connaissances naturalistes (cf tableau 3). En région Centre, le réseau naturaliste est peu structuré, avec des petites associations assez localisées, et il n'y a pas de base de données régionale. En région Lorraine, de grandes associations naturalistes régionales disposent d'une connaissance focalisée sur quelques zones bien étudiées tandis qu'un manque de connaissance se fait sentir dans certains territoires, comme les Vosges et la Meuse, et aux limites régionales. Cette connaissance lacunaire se traduit par exemple par une faible surface classée en ZNIEFF en Lorraine (cf. Tableau 5). Pour la région Centre, cette faible surface s'explique plutôt par un choix méthodologique de constituer des ZNIEFF de plus petite taille que dans la plupart des autres régions.

Tableau 5: comparaison des enjeux naturalistes et d'infrastructures dans les deux régions (d'après les entretiens)

	Région Centre	Région Lorraine
Projets d'infrastructures en 2009	Projet de la RN154 Projets de LGV	Projet de l'A31bis
Etat de la connaissance régionale sur la biodiversité en 2009	Une bonne connaissance flore Lacunes sur les bryophytes et champignons Lacunes sur l'herpétofaune et les insectes Superficie ZNIEFF 5%	Nombreuses zones lacunaires. Superficie des ZNIEFF de 2,8%
Structuration du réseau associatif	Associations de tailles variables (régionales, départementales ou locales) spécialisées ou plus généralistes	Associations régionales spécialisées par taxons
Existence de base de donnée régionale au départ	Non (une base « Flora » spécifique au CBN Bassin Parisien)	Oui (RECORDER, DREAL)

1.3 Mise en œuvre du programme CarNET-B

1.3.1 Élaboration d'une méthodologie par le SPN

Le MNHN a été chargé de réaliser une méthodologie pour les inventaires naturalistes des deux régions afin d'acquérir des connaissances sur la répartition d'espèces définies comme « à enjeux », et sous la forme souhaitée d'une information de présence/absence des espèces au sein de mailles de 10 km x 10 km. Des guides méthodologiques ont permis de définir les espèces à inventorier, les méthodes d'inventaire en fonction des taxons et la méthode de remontée des données (Gourdain, Poncet, Haffner,

et al., 2011 ; Gourdain, Poncet, Cordier, et al., 2011). Nous n'en reprendrons que les points essentiels à la compréhension du cas.

Les espèces retenues dans le cadre du projet ont été discutées et validées en comité de pilotage. Les espèces retenues sont celles soumises à réglementation, mais aussi celles qui ne sont pas réglementées mais sont particulièrement menacées ou celles permettant de garantir une cohérence de l'outil avec d'autres projets, notamment la trame verte et bleue (tableau 6). Différents types d'espèces sont ainsi distingués en fonction des enjeux associés (quatre niveaux de classement, ici sont seulement représentés les niveaux 1 et 2, ceux ayant finalement ayant été retenus dans la méthode).

Tableau 6: espèces à enjeux du programme CarNET-B (issus de Robert, 2014, « bilan préliminaire »)

Niveau	Appellation	Description
1	Espèces « Obligatoires »	- Espèces protégées et/ou soumises à réglementation (listes de protections nationales et régionales, espèces des directives européennes de protection de la biodiversité : Directive 92/43/CEE dite « Habitats Faune Flore », Directive 79/409/CEE dite « Oiseaux », Convention Berne, Convention de Bonn...). - Espèces particulièrement menacées (catégories CR et EN) des listes rouges nationales, européennes et internationales.
2	Espèces « Recommandées »	- Espèces de catégorie CR et EN des listes rouges régionales, - puis VU ou DD des listes rouges nationales, européennes et internationales mais n'étant concernées par aucune mesure réglementaire et/ou de protection.

Un intérêt majeur de la méthode CarNET-B consiste à faire remonter les données de « non observation » d'espèce tout autant que les données de « présence » lorsque le taxon a été recherché mais n'a pas été trouvé sur le lieu de prospection. Cependant, la « non observation » à elle seule ne peut être considérée comme une absence. Il est nécessaire de prendre en compte les informations relatives au contexte de prospection (méthode de prospection, période, conditions météorologiques, observateur...). Ce programme a donné lieu à plusieurs tests sur différentes méthodologies visant à mieux définir la manière de qualifier l'absence (« bilan préliminaire » Robert, 2014), qui n'est pas une donnée habituellement fournie par les naturalistes et difficile à garantir.

1.3.2 Réalisation d'inventaires par les associations naturalistes locales et remontées des données au SPN

Les DREAL ont réalisé le cahier des charges pour l'acquisition des données et l'animation du réseau naturalistes. À partir des propositions d'inventaires fournis par les différentes associations, elles se sont assurées de la pertinence de ces propositions en vue de couvrir de manière exhaustive l'ensemble des régions et l'ensemble des taxons pré-identifiés. Les données ont été centralisées par les DREAL qui transmettent ensuite un export de celles-ci au SPN pour leur intégration dans l'INPN et la mise en place des synthèses.

Région Centre

Sur le volet flore et habitat, le CBN Bassin Parisien (CBN-BP) a fourni une grande partie des données. Le programme a été une opportunité pour le CBN-BP d'approfondir ses travaux sur des groupes qu'il avait peu investis jusqu'à présent. Ayant déjà une assez bonne connaissance de la flore vasculaire, il a ciblé les prospections sur les bryophytes et les champignons. Par ailleurs sur le volet faune, des lacunes avaient été pré-identifiées sur certains espaces et groupes taxonomiques : herpétofaune, insectes mal connus et chiroptères, ce qui a permis de cibler les inventaires. La DREAL a présenté le programme aux associations naturalistes, les invitant à faire des propositions pour participer à l'inventaire. Selon les années, entre 15 et 20 associations naturalistes ont effectué des inventaires dans le cadre des subventions issues de CarNET-B. Dans un premier temps, les associations envoyaient directement au SPN leurs données sous divers formats. En cours de programme la DREAL s'est vu confier la mission de les collecter afin de les reformater et de les transmettre au SPN dans un format unique (préfiguration de l'architecture du SINP).

Région Lorraine

En région Lorraine, le milieu associatif déjà bien constitué à l'échelle régionale a été sollicité, mobilisant un moindre nombre d'acteurs par rapport à la région Centre : Floraine, La Société lorraine d'entomologie, la commission reptiles amphibiens, la Commission de Protection des Eaux du Patrimoine de l'Environnement du Sous-sol et des Chiroptères, le Centre Ornithologique Lorrain, etc. Sur le volet flore, le programme a permis de financer pendant deux ans une équipe de préfiguration d'un CBN Nord-Est (à présent organisé en « pôle lorrain de préfiguration du Conservatoire botanique national Nord-Est »), qui a entamé la mutualisation des données historiques associatives et réalisé des prospections dans les zones lacunaires. Sur le volet Faune, les données entomologiques, herpétologiques, ornithologiques et mammalogiques (hors chiroptères) ont parfois été mises en commun, afin de cibler des campagnes d'inventaire (trois ans pour les insectes et oiseaux, les plus complexes à étudier, deux pour l'herpétofaune et un an pour les mammifères), d'après le bilan préliminaire 2014. Les données brutes ont été récupérées par la DREAL, qui les a envoyées au SPN selon les autorisations de ré-utilisation possibles en fonction des données (publiques ou privées).

1.4 Création et test d'un package CarNET-B

1.4.1 Réalisation d'un package composé d'indicateurs

À partir des données recueillies en région et transmises au MNHN, ainsi que de son expérience sur la gestion des bases de données et sur la production d'indicateurs, le SPN a produit un outil concret, qu'il appelle un « *package* » (utilisant un vocabulaire classique en Système d'Information

Géographique). Ainsi la restitution initialement prévue dans un format statique (pdf) ne paraissant pas pertinente pour avoir un outil adaptable aux différentes demandes, elle sera finalement remplacée par ce format de package contenant un ensemble de cartographies et tableurs au format SIG ainsi qu'une notice technique, permettant de s'adapter à l'usage requis notamment en superposant des couches cartographiques ou en en ajoutant de nouvelles.

Au départ, les concepteurs du « package » avaient envisagé de modéliser la présence ou l'absence des espèces à partir des données de présences des espèces et des caractéristiques du milieu. Toutefois, face au manque de données disponibles notamment sur la cartographie des habitats, l'information a finalement été synthétisée sous forme d'indicateurs (tableau 7), notamment à partir d'une étude réalisée au SPN sur les types de cartographies et d'indicateurs existants (Gourdain *et al.*, 2012). Plusieurs indicateurs ont été testés et finalement l'aspect de modélisation de l'absence a été abandonné. La principale conclusion des premières phases de tests a été d'abandonner l'idée « d'absence », terme refusé par les naturalistes, et de lui préférer celui de « non observation ». Tous les choix techniques sont détaillés dans la notice technique et dans le bilan préliminaire (Robert, 2014).

Tableau 7: indicateurs proposés dans le package CarNET-B, détails disponibles dans la notice du package Robert, 2014 .

Espèces	• Richesse spécifique, • Diversité bêta, • Rareté relative (IRR : basé sur la fréquence des taxons considérés comme rares à l'échelle de la région d'intérêt) • Indice de contribution à la biodiversité globale (ICBG : importance de chaque maille pour la représentation de la biodiversité à l'échelle de la région d'intérêt)
Connaissance	• Indicateur de connaissance : connaissances départementales par groupe taxonomique (exploitation de la liste de référence départementalisée). • Exhaustivité (complétude estimée des bases de données utilisées pour les analyses)
Espaces	• Aires et espaces protégés, • Zones artificialisées

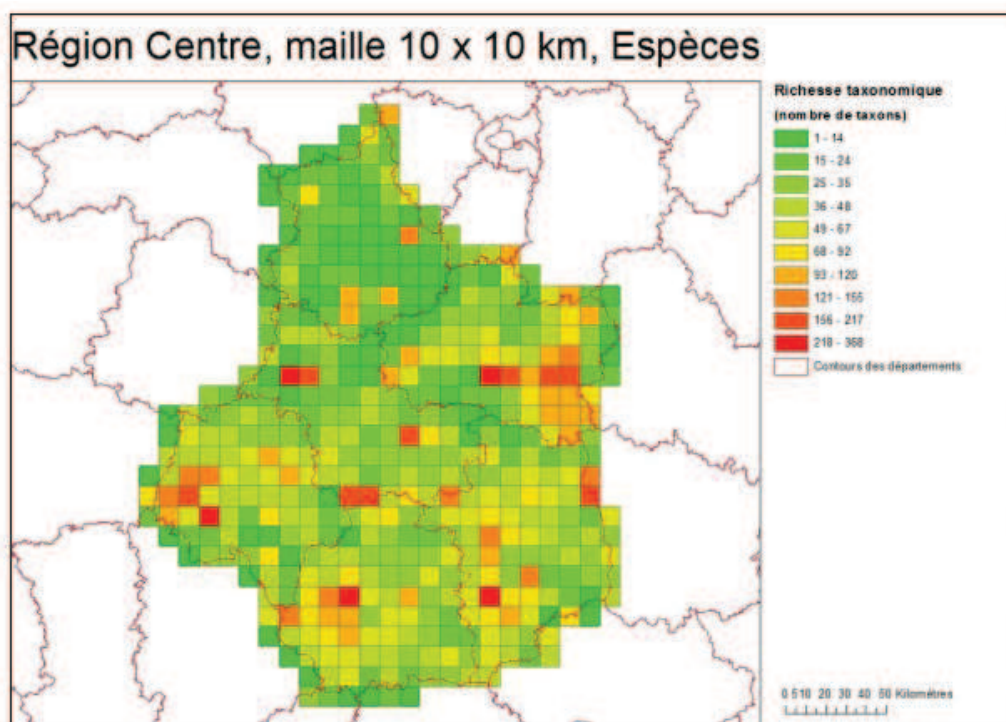


Illustration 4 : Exemple de cartographie proposé dans le package CarNET-B – richesse taxonomique (issus de la notice d'utilisation, Robert, 2014).

Des tests ont été menés pour agréger les données à différentes échelles (illustration 4). Le SPN a ainsi proposé plusieurs échelles de travail (maille 10 x 10km, maille 5 km x 5km, fuseaux routiers), pour voir ce qui était le plus pertinent pour les commanditaires en tenant compte des limites des données récoltées : adapter les échelles de restitution en fonction des besoins (« bilan préliminaire » Robert, 2014).

1.4.2 Test du package sur des régions et projets pilotes : des difficultés à conclure sur l'intérêt du package proposé

Ce package et ses versions préliminaires ont été présentés lors d'une journée de formation en juin 2014. Les indicateurs ont été expliqués aux différentes échelles de travail et sur les deux régions tests. Les avis des deux services des deux DREAL ont été récoltés pendant ces séances mais aussi a posteriori à partir de deux questionnaires (par la DIT et par le SPN).

Les fuseaux retenus par le ministère de l'écologie pour ce test sont : le tronçon de l'A31bis de Toul à Dieulouard (région Lorraine), avec trois fuseaux possibles d'une trentaine de kilomètres, et le contournement de la ville de Marboué (région Centre), tronçon de 5 km. La base de données utilisée pour le test est une extraction des bases de l'INPN dans lesquelles ont été préalablement intégrées les données des inventaires complémentaires réalisés dans le cadre du programme CarNET-B (cf. section 1.3 et notice du package (Robert, 2014)). L'extraction concerne les données d'occurrence relevées entre 1980 et 2013 sur l'ensemble de la surface des mailles 10 km x10 km incluses entièrement ou

partiellement dans les régions d'intérêt de la phase test (Centre et Lorraine).

Les concepteurs du package ont rappelé qu'il est difficile d'interpréter la maille 5x5km car les données ont souvent été récupérées à des échelles supérieures (maille 10x10km ou commune) et que le passage à une échelle inférieure dégrade l'information disponible. À la place de cartes de répartition des espèces, des listes de taxons potentiellement présents (observés sur le fuseau ou à une échelle plus large du pixel, de la commune...) sur chaque fuseau sont fournies pour aider à orienter un choix des aménageurs (Robert, Witté, Poncet, 2014). Ces deux listes permettent de rendre compte du potentiel de biodiversité de chaque fuseau plus précisément que les mailles de 10 km, et notamment d'alerter sur la possibilité de présence de taxons patrimoniaux qui n'auraient pas été inventoriés depuis plus de 10 ans.

Les acteurs aménageurs interrogés sur ces tests les décrivent comme non concluants car la réalisation de cartes ne leur semble pas apporter d'informations suffisamment pertinentes par rapports à leurs besoins. Notamment, il leur semble que le package ne peut pas les aider pour la discrimination entre plusieurs fuseaux (entretiens). Par exemple, pour le cas de Marboué, l'échelle de Carnet-B n'est pas adaptée au choix de fuseaux sur un projet si petit : le fuseau ne croise pas un nombre suffisant de mailles de 10x10 km pour qu'une comparaison des fuseaux soit possible. Pour l'A31bis les fuseaux envisagés croisent des mailles différentes, mais les indicateurs ne permettent pas de distinguer des fuseaux ayant le plus d'impact de ceux en ayant le moins comme le souhaiteraient certains enquêtés. Sur les deux tests réalisés, l'un était trop petit pour l'échelle de restitution de CarNET-B et l'autre n'a pas permis à lui seul de connaître l'utilité de l'outil pour comparer des fuseaux. Cela peut être le hasard qui fait que les trois fuseaux ne peuvent être discriminés dans ce cas là... Toutefois, il a été conclu que l'outil ne permet ni de répondre à un objectif de choix de fuseau préférentiel ni de décider des procédures à envisager par la suite, les deux éléments à partir desquels les acteurs aménageurs ont donné leur avis sur l'utilité du projet.

« L'outil est difficilement utilisable pour pouvoir faire une comparaison de fuseaux. [...] On a quasiment toujours des projets de maximum 1 km de large donc le fuseau n'en fait pas 30 km ! C'était évident que la maille de 10 km n'était pas adaptée ». » (entretien, administration territoriale en charge des infrastructures de transports).

« Par contre pour la région Lorraine là on avait un certain nombre d'hypothèses de fuseaux finaux sur cette A31bis qui donc coupaient plusieurs mailles de 10 x10. Les résultats là sont plus problématiques au moment où je vous parle puisqu'ils n'ont pas permis d'apporter une réponse claire et discriminante sur le fait de privilégier l'un des fuseaux par rapport aux autres puisqu'on avait au niveau des indicateurs des similitudes des réponses, donc ce n'était pas un élément permettant au chargé d'étude de l'infrastructure de faire le choix le plus judicieux... » (entretien, administration centrale en charge des infrastructures de transports).

De manière générale, les acteurs à l'échelle régionale ne sont pas persuadés qu'un tel package

pourrait leur fournir une information pertinente dans leur métier. Ils ont du mal à conclure sur l'utilité du package, ne voyant pas comment l'utiliser et quelles informations en tirer quant au choix de fuseaux sur les tronçons tests. Les acteurs nationaux se sont prononcés sur l'utilité du package à partir des retours de ces acteurs régionaux, concluant notamment que le package développé ne paraissait finalement pas opportun pour les besoins actuels des acteurs ni régionaux ni nationaux.

Conclusion de la section 1

Le programme CarNET-B est issu d'un besoin de plus de connaissances fiables et en amont des projets, besoin ressenti par les acteurs de l'aménagement et par les acteurs naturalistes. L'objectif est donc de proposer un package d'indicateurs qui réponde à un double objectif : d'amélioration de la connaissance naturaliste régionale et de mise à disposition d'informations utiles pour les aménageurs en amont des procédures d'instruction des dossiers. Après trois ans de phase test, le package proposé semble ne pas satisfaire totalement les acteurs des DREAL concernées vis-à-vis du deuxième objectif, notamment parce qu'il ne permet pas de faire des comparaisons de fuseaux routiers. Nous analysons plus en détail ce décalage entre les objectifs initiaux et les objectifs finaux (voire avec les besoins des acteurs) en section 3. Essayons pour l'instant de comprendre à ce stade relativement amont de mise en œuvre quels peuvent être les intérêts potentiels de cet outil pour agir en faveur de l'environnement. Malgré ce sentiment de déception sur une utilisation directe du package dans les projets d'aménagement, le programme contribue-t-il indirectement à préserver la biodiversité ?

2 Impact environnemental réalisé et potentiel de l'outil : un impact fort sur la connaissance et plus indirect sur l'action

Nous analysons l'intérêt environnemental réalisé et potentiel du projet CarNET-B, compris comme l'ensemble de la phase test, de la récupération de données à la production d'un package et son utilisation éventuelle (2010 à 2014). Nous distinguons trois types d'apports : pour les connaissances disponibles sur la biodiversité, pour les acteurs de la connaissance et pour l'action environnementale au sein des projets d'infrastructures.

2.1 Un apport indéniable en terme d'informations sur la présence des espèces

2.1.1 Nombre de données centralisées

D'après le bilan préliminaire réalisé en mars 2014 (Robert, 2014), le projet CarNET-B a permis d'ajouter aux données existantes de l'INPN 154 167 données en région Centre et 232 179 en région Lorraine. Avant CarNET-B la base de donnée de la DREAL Centre contenait 40 000 données sur la faune pour aujourd'hui 210 000 (soit une multiplication par cinq des données disponibles). En région Lorraine le constat est le même : avant le projet CarNET-B, la DREAL Lorraine disait posséder 100 000 données, tandis qu'elle en possède 320 000 à l'heure actuelle (entretien, administration territoriale en charge de la biodiversité).

Bien que ces chiffres sont toujours à relativiser en fonction de la qualité de la donnée, de son originalité ou de sa représentativité, le programme CarNET-B a clairement permis d'accroître la connaissance en matière de biodiversité dans les deux régions pilotes. L'augmentation du nombre de données dans les bases de données régionales référentes peut être dues à deux phénomènes : d'une part l'acquisition de nouvelles données *sensu stricto*, d'autre part la mise à disposition de données pré-existantes. Sur ce second point, les DREAL essayaient depuis plusieurs années de récupérer les données existantes afin de se constituer des bases de données. L'arrivée du projet CarNET-B et des financements importants associés a permis d'accélérer ce processus et de convaincre des producteurs de données parfois réticents à communiquer leurs données (entretiens). Tout d'abord, les producteurs considèrent souvent que certaines données sont « sensibles »³⁶, parce que la révélation de l'emplacement de certaines espèces peut conduire à leur destruction (Bowker, 2000). En 2013 et 2014

36 Définition des données « sensibles » : « Ce sont les données répondant aux critères visés à l'article L. 124-4 du code de l'environnement dont la consultation ou la communication porte atteinte notamment à la protection de l'environnement auquel elles se rapportent. », article 2 du protocole du SINP, circulaire du ministère de l'Écologie en date du 15 mai 2013

ces espèces ont fait l'objet d'un atelier de travail spécifique dans le cadre de la mise en place du SINP³⁷. Pour CarNET-B, et dans l'attente des conclusions de ce groupe de travail, l'ensemble des jeux de données a été soumis à la signature de la charte INPN. Selon les conditions établies dans cette charte, l'ensemble des données transmises dans le cadre du programme peuvent être diffusées à différentes échelles : la commune, la maille 10 km x 10km, le département, les aires protégées et les zonages d'inventaire (et non théoriquement à l'échelle d'un fuseau routier par exemple). De plus, quelques restrictions spécifiques ont été mentionnées en Lorraine (Robert, Witté, Poncet, et al., 2014). La question des données « sensibles » a été traitée de manière préventive, ce qui a permis de rassurer les producteurs de données dès la collecte ou la transmission des données.

Par ailleurs, certaines organisations peuvent être réticentes à transmettre leurs données parce que le fait de les posséder leur donne un atout stratégique. Ces données sont une ressource financière potentielle pour leur fonctionnement : soit par leur possible valorisation dans des études environnementales, soit par leur vente à d'autres organismes chargés de ces études. Ces ressources peuvent aussi permettre à ces organisations d'être choisies préférentiellement pour mener des expertises. Dans le cadre de CarNET-B, le financement de la récolte de nouvelles données était assorti d'une clause obligeant les producteurs à restituer ces données. Si au départ ce changement de mode de fonctionnement a été un peu difficile à accepter pour certaines associations (entretiens), finalement toutes s'y sont faites.

Enfin, pour certaines organisations, l'« idéologie » derrière la démarche CarNET-B a pu causer quelques réticences ou tout du moins des débats internes : en transmettant de telles données sur la présence et l'absence d'espèces, ne cautionneraient-elles pas la construction des infrastructures en disant « à cet endroit, c'est bon, il n'y a rien, vous pouvez construire ». C'est une forme « d'autorisation à détruire de la biodiversité » ? Pour cette raison, et parce qu'il est impossible de certifier l'absence d'une espèce, ce terme a finalement été retiré du programme, et remplacé par d'autres indicateurs, comme des mesures d'exhaustivité de la connaissance par exemple.

« CarNET-B a un peu ouvert l'idée d'avoir une obligation d'une restitution d'une donnée qui ne soit pas sous forme d'un rapport mais qui soit à côté du rapport si la donnée est transformée ou dégradée à une maille... Mais... le chemin est encore long, parce que derrière il y a des problèmes de vie de structure, de propriétés de données, de donnée prise en propriété privée... Il y a pleins de questions comme ça et d'acteurs différents. Ça, c'est des choses qui dépassent le programme CarNET-B et qui perdurent encore aujourd'hui. » (entretien, organisation naturaliste inter-régionale).

Pour conclure, le projet a eu un impact direct sur la récupération de données existantes et d'acquisition de nouvelles données. Ces données sont disponibles au sein de l'INPN depuis 2015.

37 SPN 2014 Guide technique sur les données sensibles, <http://www.naturefrance.fr/actions/groupe-de-travail-donnees-sensibles>

2.1.2 Mise en place d'un système de collecte de données

Outre l'aspect quantitatif que nous venons d'identifier avec la multiplication par cinq des données pré-existantes au projet, en lien avec le SINP, CarNET-B a permis dans les deux régions concernées de mettre en place ou de renforcer un système de collecte de données qui avait du mal à s'installer à l'échelle régionale, notamment à cause des réticences des associations à transmettre leurs données (cf. paragraphes précédents).

En région Lorraine, une base de donnée régionale (RECORDER) était déjà en projet avant CarNET-B. Les données issues de CarNET-B ont été intégrées dans cette base qui a été opérationnelle dès le début du projet CarNET-B (malgré au départ quelques soucis de compatibilité avec l'INPN). Cette base a aussi été complétée par des données d'autres organisations (ONEMA, ONCFS, DREAL, quelques collectivités...) et au final 350 000 données ont été centralisées. Concernant la flore une base de données a aussi été mise en place par l'association Floraine (BD ADONIS), base pour le futur CBN de Lorraine (rapport activité Floraine), qui envisage d'y intégrer les données pour les taxons les plus communs ultérieurement (rapport d'activité de l'association Floraine 2011-2012).

En région Centre, la base de données a mis plus de temps à se mettre en place (initialement elle était censée intégrer l'outil de saisie de donnée Cardobs), ce qui s'est traduit au départ par un rendu hétérogène des données remontées directement au SPN avant une coordination par la DREAL les années suivantes.

Aujourd'hui devenue un processus courant avec les avancées simultanées du SINP et des observatoires régionaux de la biodiversité, l'organisation de la collecte et du stockage des données entre organisations était originale aux débuts du programme CarNET-B, notamment pour la faune (pour la flore, les CBN avaient souvent déjà une base de données centralisées). Même lorsque l'État finançait des inventaires ou des études, il ne récupérait pas nécessairement les données brutes ou seulement sous forme de rapports papiers. CarNET-B a donc permis de sensibiliser les naturalistes à la remontée de données sous format informatique et à leur insertion dans des bases de données. L'objectif de disposer d'une base de données amont pour les projets des aménageurs à l'échelle régionale a permis de structurer la remontée des données et la construction de bases de données à cette échelle.

« CarNET-B permet de contribuer à la création de données nouvelles par une pression d'inventaire importante. Il permet surtout que les données générées remontent, selon un processus organisé, directement dans des bases de données nationales (Inventaire National du Patrimoine Naturel) ou locales (base de données interne à la DREAL), données qui avaient souvent tendance à rester, sous forme numérique ou non, dans la sphère associative, voire uniquement dans les carnets du naturaliste. » (document interne, DREAL Centre - Service eau et biodiversité, 2012).

2.1.3 Approfondir la connaissance à l'échelle de l'ensemble du territoire

Outre l'acquisition de nouvelles données et la mise en place de bases de données régionalisées, l'originalité principale de CarNET-B était de pouvoir disposer de données de manière homogène sur l'ensemble du territoire afin de réaliser des cartographies à l'échelle des régions. Ce besoin a donc nécessité d'accentuer la pression d'inventaire sur les zones peu connues, un peu dans l'état d'esprit d'un atlas (et d'ailleurs les données de CarNET-B ont contribué à la réalisation de certains atlas régionaux). Au préalable des inventaires, la centralisation existante des données avait permis à l'échelle des régions d'identifier des territoires prioritaires parce que déficitaires en termes de connaissances. En effet, à défaut de consignes et de diagnostic sur les lacunes de connaissances, les naturalistes bénévoles vont parfois là où ils ont envie ou l'opportunité d'aller sans nécessairement chercher à couvrir de manière homogène le territoire (entretiens). Le programme a permis d'inventorier des zones peu connues mais aussi d'orienter les inventaires vers des taxons peu connus, l'objectif étant de couvrir un maximum de taxons possibles.

« En tant que naturaliste ça a répondu à une attente séculaire d'avoir quelques moyens pour parcourir des kilomètres et des kilomètres pour prospecter dans des endroits où on n'a pas l'habitude d'aller. » (entretien, association naturaliste).

« Ca ouvre aujourd'hui sur des groupes qu'on n'avait pas l'habitude d'approcher, comme les odonates, les orthoptères, les lépidoptères, et peut-être qu'un jour on sera capables de faire les coléoptères etc. » (entretien, association naturaliste).

Toutefois, la courte durée de la phase d'inventaires (trois ans) et les compétences spécifiques nécessaires de la part des naturalistes n'ont pas permis de couvrir toutes les mailles pour tous les taxons, ce qui aurait été l'idéal pour pouvoir comparer les différentes mailles entre elles, comme initialement prévu. Par exemple en région Centre, sur l'herpétofaune, en trois ans 316 mailles ont été couvertes sur les 460 que compte la région³⁸. Les entretiens avec les naturalistes, ainsi que leurs rapports d'activité attestent de cette difficulté à couvrir l'ensemble du territoire et des taxons, et les choix qu'il a fallu opérer. Les ressources financières et humaines ont du être réparties en choisissant des priorités, car la période imposée n'était pas suffisante pour couvrir une région entière à différentes saisons, notamment en cherchant à caractériser l'absence. Des plans pour optimiser l'effort de collecte ont parfois été mis en place, prenant notamment en compte les zones géographiques sous-prospectées, l'évitement des sites connus, ou encore les propositions de ZNIEFF. La superposition de l'ensemble de ces couches d'informations a par exemple permis d'établir un plan d'acquisition de la connaissance sur la flore de Lorraine composé de 96 mailles réparties essentiellement sur le département de la Meuse, le Nord du département des Vosges et les zones transfrontalières (rapport d'activité de l'association Floraine sur le volet flore de CarNET-B 2011/2012).

38 Présentation de la DREAL Centre aux rencontres batrachologiques de la région Centre 28/04/2012

Pour conclure, nous avons vu que le programme CarNET-B a eu l'originalité de permettre de financer des inventaires dans des zones et sur des taxons peu connus de manière à avoir systématiquement une information sur chaque maille. Cette volonté d'information couvrant tout le territoire de manière à comparer les mailles entre elles est encore parfois limitée par les conditions matérielles et humaines (la disponibilité des spécialistes, les financements, les périodes d'inventaires et les conditions météorologiques, etc.).

2.1.4 *Des success story*

Le programme CarNET-B a permis de mieux connaître la liste des espèces présentes dans les deux régions concernées, leur localisation et d'avoir une idée de leur répartition entre les différentes mailles (toujours relative à l'exhaustivité de la connaissance). Certaines (re)découvertes d'espèces ont ainsi fait la joie des naturalistes locaux, comme celles du Damier du Frêne (annexe II de la directive « Habitats », protégé au niveau national et présumé disparu de la région Centre depuis un siècle) du Gomphe de Graslin (annexe II de la directive « Habitats », protégé au niveau national, espèce du PNA odonates) qui a été observé pour la première fois dans le Cher ou du Pélobate Brun (crapaud protégé au niveau national, classé en danger sur la liste rouge des amphibiens) et dont la présence a été confirmée dans le Loiret. De nouvelles stations ont aussi été mises à jour pour un grand nombre d'espèces patrimoniales permettant de préciser leur répartition, comme pour le Triton crêté (annexe II de la directive « Habitats », protégé au niveau national) ou l'Agrion de Mercure (annexe II de la directive « Habitats », protégé au niveau national). De nouvelles zones d'intérêt ont été mises à jour, comme des landes tourbeuses découvertes dans le Nord du Cher et des prairies humides d'intérêt floristique majeur. En Lorraine le constat est le même, avec par exemple la redécouverte de l'Elatine poivre d'eau (Gaillard, 2014). Cet apport de connaissances, et notamment la découverte de la présence d'espèces ou de nouvelles stations, a profité à la réalisation et au lancement de nouveaux atlas départementaux : *« plus on connaît plus on a envie de connaître »* (entretien, organisation naturaliste régionale).

Enfin, au-delà de ces quelques découvertes ou redécouvertes, l'ensemble des données permet de confirmer un état des lieux général plutôt pessimiste et de disposer d'arguments pour étayer le sentiment de déclin que perçoivent certains naturalistes (entretiens).

Conclusion de la section 2.1

Il est certain que le programme CarNET-B a eu un apport fort en termes de connaissances sur les deux territoires pilotes : aussi bien en terme d'acquisition de nouvelles données via des inventaires, qu'en terme de centralisation de données en bases structurées (malgré parfois une difficulté à couvrir l'ensemble des taxons et des espaces). Ces éléments de succès sont relativement peu mis en avant à l'échelle nationale, notamment parce que l'objectif d'intégrer ces données en amont des projets

d'infrastructures est devenu progressivement prioritaire par rapport à un objectif de connaissance. Pourtant pour les acteurs y ayant participé, l'intérêt majeur de CarNET-B repose sur cette acquisition de connaissance, qu'ils mettent en avant via des « success story », sur des espaces ou espèces emblématiques.

2.2 Un apport majeur pour les acteurs de la connaissance

Revenons justement sur ces acteurs de la connaissance, qui sont si satisfaits des apports du programme CarNET-B en termes de données et de nouvelles découvertes. Certes ce programme a permis de financer leurs travaux, mais nous verrons qu'il leur a aussi permis de renforcer leur positionnement stratégique aux échelles régionales.

2.2.1 Pour les associations naturalistes : un financement innovant de travaux d'inventaires

Les financements des associations et experts naturalistes pour l'acquisition de connaissances sont souvent dédiés à des études spécifiques : le taxon X dans la zone Z, telle problématique, telle étude d'impact... L'originalité du programme CarNET-B provient du financement spécifique d'inventaires naturalistes généraux. L'aspect financier est non négligeable, car c'est lui qui permet d'assurer la motivation des bénévoles à aller prospecter même loin de chez eux notamment lorsque le déplacement est remboursé, de les engager à respecter un protocole qui n'est pas forcément le leur, et à le tenir dans la durée, parfois plusieurs années de suite. Les précédentes tentatives de tels inventaires couvrant l'ensemble des régions pour réaliser des atlas avec une méthodologie homogène ont souvent échoué à cause de problèmes de motivations des experts naturalistes. L'aspect financier peut être un facteur de motivation et une manière de professionnaliser l'inventaire.

« C'est très rare qu'on puisse se financer. Généralement les données naturalistes c'est du travail bénévole. D'où l'intérêt du programme CarNET-B pour les associations, quelque part on avait une mission spécifique pour aller prospecter là où on voulait, ce qui est très rare. » (entretien, organisation naturaliste régionale).

« La mobilisation de moyens financiers et humains a permis d'envoyer des gens parfois à l'autre bout de la région pour compléter des mailles les moins pourvues en information. Ça c'était la nouveauté par rapport aux programmes d'atlas. » (entretien, association naturaliste).

Les subventions versées par les DREAL aux organisations naturalistes dans le cadre de CarNET-B n'ont généralement pas été conditionnées par des obligations de résultats précises (par exemple un nombre de données à récolter), hormis un retour des données en DREAL. Cette liberté a aussi été un facteur de motivation des experts naturalistes qui sont des bénévoles habitués à aller prospecter là où ils en ont envie, en toute liberté. La méthodologie était à la fois suffisamment cadrée

et suffisamment libre pour correspondre aux attentes des bénévoles : les faire changer de pratiques d'inventaires (exhaustivité, respect d'un protocole, remontées de données) tout en restant dans leur cadre de référence (liberté, relevé des espèces CarNET-B mais aussi en parallèle de celles qui les intéressent, proposition des mailles de prospection privilégiées...).

« Avoir clairement des financements sur l'inventaire a obligé à se structurer et organiser en amont ces inventaires. [...] On pouvait chacun apporter une plus-value sur son secteur de compétence. C'est laisser plus la main aux acteurs, leur laisser la possibilité d'être source de proposition. » (entretien, organisation naturaliste inter-régionale).

Ces importantes ressources financières (presque 1 million d'euros par région), alliées aux nombreux échanges que le programme a générés, ont été pour le monde naturaliste une formidable occasion de développer ses compétences et d'augmenter ainsi ses ressources stratégiques. Par exemple le CBN-BP a pu améliorer ses compétences en bryologie et mycologie, ce qu'ils souhaitaient déjà faire mais que les financements de CarNET-B ont permis d'accélérer (entretiens). Le financement des inventaires a aussi parfois permis l'acquisition de ressources humaines, même si elles sont plutôt temporaires à l'heure actuelle, via le recrutement de naturalistes ou de stagiaires.

Enfin, dès le départ, les DREAL ont privilégié la réalisation des inventaires par des associations ou organismes naturalistes. Les associations y ont vu un signe fort de soutien de la part de l'État, et notamment de soutien financier dans une situation où certaines fonctionnent surtout par bénévolat. Soutenir les associations permet aux DREAL de démultiplier leur potentialités d'actions en récupérant les données qu'elles possèdent déjà dans leurs bases et en formant des bénévoles et d'entretenir des compétences de terrain :

« C'était un choix de maintenir les compétences en associations, de permettre aux associations de maintenir leurs compétences naturalistes et pas seulement sur la sensibilisation en environnement. C'est un choix logique car un bureau d'étude répond à une commande, l'association va se servir d'un réseau de bénévoles, ce qui permet aussi de former des bénévoles... » (entretien, administration territoriale en charge de la biodiversité).

Toutefois, l'impact de CarNET-B sur les ressources propres de ces organisations est variable. Certes CarNET-B a permis de financer des inventaires, mais en fonction des organisations les financements ont été plus ou moins importants (de quelques milliers d'euros à une centaine). Certaines n'ont par exemple prospecté que quelques dizaines de journées par an pour les bénévoles, contre un demi ou un quart d'équivalent temps plein pour d'autres. Quelques organismes ont réussi à obtenir des financements complémentaires, par exemple auprès des conseils généraux dans le cadre de leur politique sur les Espaces naturels sensibles (ENS). Ils ont même parfois continué ces inventaires avec la méthodologie de CarNET-B en étant financés par un Conseil général comme le CEN Centre (entretiens).

Pour conclure, les organisations naturalistes ont surtout vu ou choisi de voir CarNET-B comme une source d'acquisition de connaissances (elles disent que le programme leur a été principalement présenté comme cela, en mettant en avant la partie acquisition de connaissances qui était effectivement celle les concernant du point de vue des concepteurs du programme) plutôt que comme un enjeu stratégique d'action en faveur de l'environnement. Le programme leur a permis d'augmenter leurs capacités d'action en acquérant des ressources et compétences sur la durée du programme.

2.2.2 Pour le réseau naturaliste régional : renforcement voire création du réseau

Dès le départ, la nécessité de se répartir le travail de prospection a obligé les naturalistes à communiquer entre eux, renforçant ainsi les liens entre les organisations, comme nous l'ont témoigné l'ensemble des acteurs participants. Ces échanges ont permis de discuter des zones de prospection, des méthodes, des bases de données, de la recherche de financement, et a parfois même contribué à la structuration du réseau via des projets fédérateurs comme l'atlas des amphibiens et reptiles en Indre et Loire, coordonné par la Société Herpétologique de Touraine, qui y a associé plusieurs associations.

« C'était une belle réussite du programme parce qu'on a des associations qui ne travaillaient pas forcément ensemble qui se sont mises à travailler ensemble. »
(entretien, administration territoriale en charge de la biodiversité).

Des journées de restitutions ont été organisées dans les deux régions, ces journées ont été l'occasion de se rencontrer pour des acteurs travaillant parfois à l'opposé d'une région. Un réseau s'est progressivement constitué, permettant d'échanger sur les techniques de prospection, les découvertes mais aussi sur d'éventuels objectifs et projets communs. Ces discussions sur les bases de données et les méthodologies ont été menées en parallèle dans le cadre du SINP, les deux programmes s'alimentant mutuellement en opportunités de se rencontrer et d'échanger.

« Ça a mis tout le monde autour d'une table, ça permettait d'organiser des restitutions aussi. En général malheureusement on développe chacun nos partenariats avec les collectivités territoriales ou l'État, sans avoir forcément de visibilité, puis parce qu'il n'y a pas d'obligation forcément à le faire, sans savoir ce que chacun fait. Ces restitutions permettaient de voir les méthodes de travail de chacun, voir ce qu'ils faisaient... parce que ça aujourd'hui en dehors de ce programme là ça existe pas forcément. » (entretien, organisation naturaliste inter-régionale).

« Il y a quand même une grande ouverture qui s'est générée suite à ces discussions. Ça a été très long pour arriver à faire en sorte que les intérêts des uns ne fassent pas de l'ombre aux intérêts des autres. Ce n'est pas CarNET-B qui a apporté les choses, c'est simplement que ça a permis de voir que tout le monde était en attente de pouvoir avoir un outil qui fonctionne et permette de savoir un peu ce qu'il se passe et comment on progresse sur les connaissances de la biodiversité. » (entretien, association naturaliste).

« On s'est aperçu qu'on avait un peu les mêmes intérêts, à se regrouper en fédération d'associations naturalistes. C'était déjà des structures qui se connaissaient, mais à part

les projets ZNIEFF c'était une des seules fois où on travaillait tous sur le même dossier. C'était intéressant qu'on ait les mêmes objectifs, façons de fonctionner etc. Maintenant l'objectif c'est d'essayer de travailler ensemble sur des projets communs qui peuvent être par exemple des listes rouges, l'observatoire de la biodiversité, parce que en fait ils peuvent être toutes un peu similaires. CarNET-B a permis de faciliter un peu ça. » (entretien, organisation naturaliste régionale).

CarNET-B semble avoir fortement contribué à structurer le réseau régional, notamment d'après les DREAL ou les grandes associations régionales. Au contraire, d'autres organismes ont trouvé que le rapprochement aurait pu être mieux encadré par les DREAL, notamment parce que les relations entre les associations ne sont pas toujours faciles, certaines étant par exemple en concurrence sur des financements. Cette observation dépend à la fois des régions concernées et des taxons étudiés. Cependant, de manière générale, dans les deux cas ce projet commun a contribué à la structuration du réseau naturaliste local, encourageant les échanges, les projets communs, voire les fédérations entre associations, le tout en lien avec les autres projets de connaissances menés actuellement comme les observatoires régionaux ou le SINP.

2.2.3 Pour le SPN : participation au développement interne et externe de la structure

Pour le Service du patrimoine naturel du MNHN, autre acteur de connaissance de ce programme, la participation à ce programme a contribué au développement et à la valorisation de certaines compétences internes du SPN. Le package proposé permet au SPN de montrer sa capacité à valoriser ses bases de données, ainsi qu'à produire des indicateurs à partir de ces données, comme il le fait déjà en partie sur certains programmes (Natura 2000 et ZNIEFF notamment). Les indicateurs proposés étaient soit déjà régulièrement mobilisés par le SPN (richesse taxonomique par exemple), soit plus innovants. Le SPN a montré sa capacité à mobiliser la littérature scientifique existante (Gourdain *et al.*, 2011). Les produits de CarNET-B seront réutilisables, en les adaptant, dans d'autres cadres : non seulement pour des infrastructures routières ou linéaires mais aussi pour des projets ponctuels ou des sites spécifiques.

« C'était important pour améliorer les capacités du muséum à disposer d'une base de données fiable récente et suffisamment précise. Je consulte en permanence la base de données de l'INPN et jusque là en région Centre mais comme partout ailleurs c'était le grand néant sur beaucoup d'espèces. » (entretien, association naturaliste).

L'intégration des données régionales de CarNET-B dans l'INPN³⁹ est aussi un atout pour le SPN en charge aussi de l'INPN. Ces 232 179 données en région Lorraine et 154 167 en région Centre qui ont été rajoutées dans l'INPN grâce à CarNET-B seront remobilisables dans d'autres études et notamment dans les évaluations de l'état de conservation et le rapportage Européen. Cette augmentation des

39 <http://inpn.mnhn.fr/actualites/lire/2122/donnees-generees-ou-centralisees-dans-le-cadre-du-programme-carnet-b-en-region-centre-et-lorraine>

données en quelques années montre aussi la capacité de l'INPN, désormais plate-forme nationale du SINP, à attirer des données fiables et récentes. Lorsque les échanges de données se passent bien, que les autorisations de diffusion sont respectées et que la traçabilité est assurée, les producteurs sont rassurés et cela limite leurs craintes. Le programme CarNET-B a un effet d'entraînement : attirer les autres acteurs de connaissance pour qu'ils transmettent leurs données.

2.2.4 Pour les services en charge de la biodiversité des DREAL : renforcement du lien avec les acteurs locaux de la connaissance et augmentation de leur propre connaissance du territoire

Tout d'abord, dans les DREAL au sein du service Eau et Biodiversité, ce projet a concerné des agents ayant pour mission le suivi des inventaires du patrimoine naturel et les données naturalistes, c'est-à-dire des personnes en charge spécifiquement des connaissances naturalistes (SINP, ZNIEFF, ...), et non nécessairement des autres politiques de conservation (espèces menacées, Natura 2000...). Ces agents sont aussi parfois responsables de donner un avis environnemental sur les études d'impact des dossiers d'infrastructures. Grâce à CarNET-B, Ils ont pu acquérir une meilleure connaissance de leur région, compétence nécessaire à la réalisation de leurs missions propres (orienter les financements sur des zones à faible connaissance mais à fort potentiel en biodiversité par exemple, ou coordonner la mise en place de l'inventaire ZNIEFF au niveau régional...). Dans le cas d'acteurs nouveaux à ce poste, les nouvelles compétences leur ont permis de devenir des interlocuteurs privilégiés grâce à leur connaissance du territoire et à leur capacité à interpréter les cartes du package, autant avec les autres chargés de mission sur la biodiversité (entretiens) qu'avec les chargés de missions du service infrastructures.

« À la DREAL sur toutes les espèces protégées ça leur apporte une capacité d'expertise quand ils ont à contrôler des études d'impact, vérifier si les connaissances acquises ont bien été prises en compte, que les bureau d'étude ne racontent pas n'importe quoi, ... et pour leurs politiques de préservation de la biodiversité. » (entretien, association naturaliste).

Ce développement interne des ressources et compétences des DREAL s'accompagne d'une autre ressource utile dans le développement externe de la DREAL : la connaissance des acteurs naturalistes régionaux. Même si le réseau DREAL/associations naturalistes existait déjà avant le programme, celui-ci a permis de le consolider.

Conclusion de la section 2.2 :

La phase d'inventaire du projet CarNET-B a contribué au développement interne et externe de chaque acteur de la connaissance dans les deux régions concernées, que ce soit les naturalistes ou les

chargés de mission en DREAL, mais aussi à l'échelle nationale pour le SPN. Cette contribution importante est essentiellement due à la phase d'inventaires et de récoltes des données, qui a permis d'améliorer les connaissances, la structuration de la connaissance mais aussi les interactions entre tous ces acteurs régionaux. Par ailleurs, l'effet de renforcement du réseau naturaliste et notamment de ses relations est aussi lié à une évolution plus générale et à un ensemble de programmes et d'outils pour la connaissance sur la biodiversité qui se mettent en place à l'échelle régionale (SINP, TVB, modernisation des ZNIEFF...).

Outre les acteurs régionaux, le projet avait aussi un intérêt pour le ministère de l'écologie : produire un outil directement utile pour diminuer l'impact des projets d'infrastructures mais aussi de manière générale, financer l'acquisition de connaissances pour agir indirectement sur la préservation de la biodiversité.

2.3 Un apport faible pour l'action en faveur de l'environnement

Après nous être intéressés aux apports du programme en terme de connaissances et d'acteurs de la connaissance, nous allons maintenant chercher à comprendre comment le programme CarNET-B contribue ou pourrait contribuer à des actions pour conserver la biodiversité, aussi bien pour limiter les impacts des infrastructures sur la biodiversité, que pour d'autres actions de conservation.

2.3.1 Une contribution indirecte à la diminution de l'impact des infrastructures

Le package proposé dans CarNET-B est pour l'instant décrit par les acteurs comme peu utile pour déterminer les tracés d'infrastructures moins impactants pour la biodiversité, du moins à l'échelle des projets proposés en test. À l'heure actuelle, aucune des deux DREAL a déclaré avoir concrètement utilisé le package SIG, tout au plus l'ont-ils testé rapidement pour donner leur avis au SPN et au ministère de l'écologie (cf section 1.4).

En revanche, les données acquises dans le cadre du programme ont un impact sur les acteurs de la connaissance et, de manière plus indirecte, la connaissance générale acquise sur les zones des projets peut influencer les projets d'infrastructures sans passer par le package proposé : par exemple par la mise à disposition des données pour réaliser les études-amont des projets, ou une meilleure connaissance du territoire par l'autorité environnementale. Ces connaissances générales sont utilisées dans les procédures d'infrastructures aussi bien pour déterminer les impacts principaux que pour interpréter les études d'impact au regard de la connaissance disponible (cf chapitre 3). Par exemple en région Centre, la DREAL a utilisé ses nouvelles connaissances sur la Laineuse du prunellier, un lépidoptère nocturne dont « *CarNET-B a montré qu'il n'était pas si rare qu'on croyait* », pour donner son avis sur une étude d'impact et une proposition de mesures d'accompagnement.

2.3.2 Contribution du processus CarNET-B : augmenter les échanges entre les services des infrastructures routières et ceux de la biodiversité

Les DREAL telles que nous les avons observées dans CarNET-B sont des organismes récents, issus de la fusion en 2009 des Directions régionales de l'environnement (DIREN), Direction régionale de l'industrie, de la recherche et de l'environnement (DRIRE) et Direction régionale de l'équipement (DRE). La construction au sein des DREAL d'une action publique cohérente à partir de logiques et de valeurs diversifiées, voire concurrentes, comme celles que nous avons identifiées entre les deux services des DREAL concernées par le programme CarNET-B, était difficile au moment du lancement du programme (Le Bourhis, 2009). Dans certaines régions le service en charge de la biodiversité et celui des infrastructures avaient des objectifs et des modes de fonctionnement très différents et la communication entre les deux était faible avant le programme. Dans certaines régions, comme en Lorraine, les deux services sont même séparés physiquement puisqu'elles sont installées sur deux sites distincts. Certains acteurs des ministères constatent que la fusion des ministères ne fonctionne pas toujours bien au sein des DREAL (entretiens). Cette fusion *« n'a pas forcément bien infusée, il y a beaucoup de choses qui se font au niveau des directions mais dans le pilotage de nos projets, nous, euh... Si, quand on a besoin de leur demander un avis, ils nous le donnent, quand on a besoin de les inviter à une réunion, ils viennent, il n'y a pas de souci, mais on n'a pas forcément le réflexe de le faire. Alors que finalement c'est très intéressant »* (entretien, administration territoriale en charge des infrastructures de transports). Entre les deux DREAL Lorraine et Centre, la situation n'est pas totalement la même, pour une question de personnes (entretiens), mais aussi parce que les rôles des chargés de missions sur la connaissance naturaliste et le lien avec le service infrastructure sont différents, témoignant de la variabilité des architectures des DREAL observée par J.P. Le Bourhis et E. Martinais (2014).

« A l'échelle française on a les deux extrêmes : on a des régions où entre les services instructeurs biodiversité et services maîtrise d'ouvrage et transports ça se passe très bien et puis d'autres où ça se passe très mal, c'est lié à l'historique du rapprochement entre les services du ministère des transports et ministère de l'écologie. [...] On a tout l'éventail au niveau français. » (entretien, administration centrale en charge de la biodiversité).

Dans une période de réorganisation du fonctionnement des DREAL, le programme CarNET-B a parfois contribué à ce que certains agents des deux services se connaissent mieux parce qu'il a créé de l'interdépendance entre les services. Alors qu'auparavant rien n'obligeait les agents des deux services à collaborer tant qu'ils n'y trouvaient pas leur intérêt, un package comme celui proposé dans CarNET-B, nécessiterait des utilisateurs mais aussi des traducteurs : seules des personnes connaissant bien le contexte naturaliste régional peuvent interpréter le package. Si l'outil proposé était utilisé par les DREAL, il aurait donc un fort potentiel pour favoriser la communication entre les deux services. À

l'heure actuelle, la phase pilote a permis de concrétiser cette communication au moment de l'évaluation finale de l'outil. L'avis des deux services a été demandé, ils ont dû se poser conjointement la question de son utilité : « *On en a discuté avec X, il ne voit pas où il l'intègre.* » (entretien, administration territoriale en charge de la biodiversité). Dans les deux régions et au ministère, les différents services ont témoigné de ce rapprochement lié à CarNET-B et de la manière dont le programme affecte encore aujourd'hui leurs relations de travail, contribuant à la constitution d'une culture commune dans les DREAL, qui met par ailleurs du temps à se mettre en place. Cette intégration de la personne en charge des connaissances sur la biodiversité en amont des procédures est une forme de réponse à l'objectif de départ qui était celui d'une meilleure prise en compte de la connaissance sur la biodiversité en amont des projets, mais indépendamment du package construit.

« Pour le coup je sais que quand je me pose une question je peux demander à X et je sais qu'il aura la réponse. Je connais peut-être mieux leur champ de compétences. Ça m'incite un peu plus à aller les voir. » (entretien, administration territoriale en charge des infrastructures de transports).

« Désormais je vais d'abord rédiger mon cahier des charges, et envoyer la partie sur les études environnementales à nos collègues du SEB et leur demander s'il y a quelque chose à préciser au regard de leurs connaissances. J'irai leur demander quels sont les points d'attention qu'ils nous suggèrent d'avoir pour piloter les bureaux d'études, s'il faut faire attention à des données, où réglementairement il ne faut pas aller, où ce serait difficile d'aller, etc. Enfin des choses comme ça pour le pilotage au quotidien. Et puis à la fin je leur ferai peut-être relire l'étude, pour qu'ils me donnent un regard critique sur ce qui a été fait. Avant je pense qu'on aurait peut-être été les voir juste à la fin... voire... même pas sûr. » (entretien, administration territoriale en charge des infrastructures de transports).

Toutefois, cet impact du projet est à relativiser. D'une part l'effet est très ponctuel : il a été observé fortement dans une des deux régions pilotes et plus faiblement dans l'autre, et surtout il ne concerne que les deux chargés de missions de chaque service (sur les dizaines d'agents des services correspondant des DREAL). Les acteurs en sont conscients :

« On n'avait pas de mauvaises relations mais ça nous a renforcé. Mais c'est juste une relation interne, ça tient à deux personnes. On est une grosse entité, c'est quand même 400 personnes en tout. » (entretien, administration territoriale en charge des infrastructures de transports).

« L'aspect positif est que la communication a pu être enclenchée. Mais on en est à un niveau de personne à personne. Si les personnes impliquées changent, on risque de perdre ce lien fragile. Je pense qu'il faut continuer de les impliquer communément dans ce genre de projet, et que chacun puisse monter en compétence sur le domaine de l'autre. Il faudrait que les aspects biodiversité deviennent une composante plus explicite dans le travail des services infrastructure. La mutation doit probablement se faire graduellement pour être efficace et pérenne » (entretien, organisme d'expertise naturaliste national).

Par ailleurs, comme tout changement, celui-ci peut avoir plusieurs causes difficiles à dissocier.

En particulier le projet a été lancé seulement un à deux ans après la fusion des DIREN et DRE. Ce rapprochement observé est aussi une des conséquences de cette fusion, le changement de culture de la DREAL mettant du temps à se mettre en place et de manière très variée en fonction des régions (Le Bourhis, Martinais, 2014) :

« Je sais qu'avec X c'est clairement CarNET-B qui nous rapproché [...] maintenant sur les gros projets il me contacte sur les prospections ou pour orienter leurs bureaux d'études. C'est aussi une culture générale de la DREAL qui est entrain de changer, après si c'est CarNET-B, je ne sais pas. [...] En tout cas ça a créé l'occasion de rencontrer X et d'aborder ensemble des sujets. » (entretien, administration territoriale en charge de la biodiversité).

Enfin, l'enthousiasme pour ce rapprochement est à relativiser sur le plan de l'efficacité environnementale. Il se peut que le résultat soit une diminution de la durée du temps d'instruction d'un projet (puisque les services aménageurs peuvent anticiper les demandes de dérogations) sans nécessairement d'effet visible sur l'état de la biodiversité. Il serait intéressant d'étudier à plus long terme cette coopération accentuée entre les différents services pour voir l'impact à la fois sur les procédures mais aussi sur la préservation de la biodiversité.

2.3.3 Contribution à d'autres outils d'action environnementale à l'échelle régionale

La base de données régionale complétée grâce à CarNET-B a déjà été réutilisée dans les deux régions pilotes en lien avec d'autres projets de connaissance et d'action environnementale.

Dans les deux régions, les données issues de CarNET-B ont été utilisées pour proposer de nouvelles ZNIEFF, soit parce que les espèces CarNET-B sont aussi régionalement des espèces déterminantes ZNIEFF⁴⁰, soit parce que lors des inventaires pour CarNET-B les associations ont aussi inventorié la présence d'espèces déterminantes ZNIEFF (entretiens). Les inventaires réalisés dans le cadre de CarNET-B ont donc été l'occasion pour les associations et les services en charge de la biodiversité des DREAL de faire d'une pierre deux coups en permettant l'avancée du programme de modernisation des ZNIEFF. En région Lorraine par exemple, le programme CarNET-B s'est déroulé simultanément à ce programme de modernisation des ZNIEFF. Indirectement CarNET-B a ainsi contribué au passage de 2 à 12% du territoire régional en ZNIEFF. En région Centre, les données sont prêtes à être utilisées pour les ZNIEFF, mais ne sont pas encore mobilisées pour faire des propositions de zonage.

Outre les ZNIEFF, les données récoltées dans le cadre de CarNET-B pourraient aussi très bien être réutilisées pour compléter le réseau Natura 2000, comme cela a été envisagé dans l'une des deux régions (mais pour l'instant cela n'a pas été effectué parce que le réseau Natura 2000 a atteint l'objectif

40 Zone naturelle d'intérêt écologique faunistique et floristique

surfacique dont s'était dotées les régions). Pour la SCAP, la problématique est un peu la même que pour Natura 2000 puisque cette politique a été un peu ralentie pendant quelques années.

« On a travaillé sur les lacunes du réseau Natura 2000 (via le recrutement d'un stagiaire qui a montré la possibilité de « doubler voire tripler » l'étendue du réseau⁴¹), mais pour l'instant il n'y a pas eu de nouvelles zones, suite à un feu rouge du ministère sur Natura 2000, les quotas européens étant atteints. » (entretien, administration territoriale en charge de la biodiversité).

Pour la Trame verte et bleue, le lien peut exister même si pour l'instant il ne s'est pas concrétisé notamment pour des questions de calendrier. En région Lorraine, le projet de SRCE est tout juste lancé depuis 2013. C'était une bonne opportunité pour réutiliser les données collectées dans le cadre de CarNET-B. En revanche, en région Centre la dynamique de SRCE était déjà trop avancée, il n'a pas été tenu compte des données de CarNET-B.

En fonction de l'avancement des plans régionaux d'action sur certaines espèces, les DREAL ont fourni les données aux associations en charge des plans régionaux d'action, notamment en région Centre.

La politique Espaces Naturels sensibles est une politique menée par les Conseils Généraux, indépendamment des DREAL. Les Conservatoires d'espaces naturels (CEN), qui ont contribué aux inventaires CarNET-B, sont aussi acteurs de la mise en œuvre de cette politique, ils ont ainsi pu réutiliser les données qu'ils avaient collectées dans le cadre de CarNET-B pour cette politique.

« L'objectif de CarNET-B c'est d'identifier des sites majeurs. On les a identifiés et par ailleurs, proposé en ZNIEFF, c'est une petite contribution. Mais on essaie aussi d'identifier pour d'autres partenaires notamment les Conseils généraux pour leur politiques sur les espaces naturels. » (entretien, organisation naturaliste régionale).

Pour conclure, la contribution de CarNET-B à d'autres outils de conservation se fait essentiellement via les données que le programme a permis de générer et leur réutilisation dans les autres programmes. À l'échelle nationale, ces données sont aussi réutilisées pour d'autres programmes (évaluation de l'état de conservation, listes rouges nationales, SCAP, Plans nationaux d'action....) notamment parce qu'elles sont intégrées dans l'INPN. L'intégration dans des outils juridiquement plus contraignants ou d'autres formes d'action (Natura 2000, espèces protégées...) existe potentiellement mais pour l'instant la connexion n'est pas faite.

Conclusion de la section 2

Les inventaires ont incontestablement permis au secteur de la connaissance naturaliste de développer ses ressources et compétences, notamment via l'acquisition de données et la structuration du réseau naturaliste régional. Ils ont également permis aux services en charge de la connaissance

41 ref

naturaliste des DREAL de renforcer leurs liens avec ce réseau naturaliste et la circulation des données en adéquation avec l'objectif du SINP. Pour les acteurs de la connaissance, cet outil a permis d'augmenter leur ressources et leurs compétences dans un objectif de connaissance naturaliste, mais cet objectif se traduit-il ensuite concrètement en actions en faveur de l'environnement ? Ces acteurs saisissent-ils stratégiquement ces ressources et compétences acquises dans le cadre de CarNET-B pour porter l'action en faveur de la biodiversité ? Le programme n'a pas un impact direct (via le package) sur la prise en compte de la biodiversité dans les projets d'infrastructures, malgré son objectif initial. Pour l'instant le programme a permis d'acquérir plus de connaissances, elles mêmes utilisées pour mettre en œuvre plus de programmes de connaissances et d'action (notamment via le porter à connaissance) et donc indirectement contribuer à la diminution des impacts des projets d'infrastructures. Certains acteurs ont aussi des stratégies individuelles pour contribuer à la conservation de la biodiversité grâce au projet CarNET-B. Par exemple certains acteurs ayant participé aux inventaires siègent aussi au Conseils scientifiques régionaux du patrimoine naturel (CSRPN). Leurs connaissances acquises grâce au projet CarNET-B peuvent donc servir à donner un avis plus éclairé au sein du CSRPN, et de même au sein des DREAL (section 2.2).

3 Des difficultés à concrétiser les logiques d'action envisagées via le package

En 2014, après trois ans de phase test, l'heure du bilan est arrivée. Le MNHN ainsi que le ministère ont cherché à connaître les impressions des DREAL sur le package proposé et plus particulièrement à avoir un retour sur son utilité pour les services déconcentrés. Lors de cette évaluation par le MNHN et le ministère, le volet d'acquisition de nouvelles connaissances a peu été analysé puisqu'il avait déjà été décidé qu'il ne ferait pas partie de la suite du projet. Le retour d'expérience est focalisé sur l'utilisation potentielle du package SIG par les DREAL et plus précisément de la version de juin 2014 du package. Pour notre analyse, nous avons utilisé les premiers bilans produits par les acteurs, les réponses des DREAL aux enquêtes officielles, ainsi que nos entretiens auprès des DREAL et des autres acteurs du projet.

L'impression générale est que le package proposé, bien qu'il réponde en grande partie aux objectifs définis initialement, ne semble pas être pertinent pour répondre aux besoins actuels des services aménageurs des DREAL : « *Ce que je retiens du programme, c'est que, aujourd'hui, l'outil qu'on m'a fourni, je sais difficilement quoi en faire.* » (cf. aussi section 1.4). Comment expliquer la production d'un outil dont les utilisateurs ciblés disent ne pas avoir besoin ? Nous analysons cette déception en étudiant les besoins initiaux et actuels, les logiques d'action imaginées par les acteurs et les potentialités de l'outil à intégrer le système d'action existant. Nous relevons trois niveaux de

difficultés : la dimension des projets financés, l'inclusion de l'outil dans l'organisation en place et plus particulièrement dans les procédures, et les logiques actuelles d'utilisation de la connaissance dans la prise de décision. Mettre à disposition plus de connaissances n'est pas suffisant pour que le package soit accepté par les acteurs : pour que la connaissance qu'il fournit soit prise en compte dans les décisions, il est nécessaire qu'elle soit pertinente vis-à-vis du système d'action en place.

3.1 Une évolution de la taille des projets d'aménagements qui nécessite des informations à une échelle plus fine

3.1.1 Taille et choix de la représentation par pixels : non adaptés pour faire des choix de fuseaux actuels

Très tôt dans le montage du projet il a été décidé de proposer une représentation des espèces par pixels de 10 km x 10 km et la méthodologie des inventaires a été faite en ce sens, induisant un biais pour passer à des échelles plus petites. Ce choix au départ logique, compromis entre une question de précision et de coûts, adapté à l'échelle principale de rendu de l'INPN⁴² et à des projets d'infrastructures à l'échelle régionale voire nationale, est aujourd'hui la source majeure des reproches formulés par les services routiers. En effet, les projets autoroutiers testés dans CarNET-B sont des projets de faible longueur, quelques dizaines de kilomètres de long voire moins, et donc avec des fuseaux de faible largeur. Par exemple, dans le cas du contournement de Marboué, les différents fuseaux proposés croisent quasiment les mêmes mailles. Dans le cas de l'A31 bis, le fuseau croise trois mailles mais qui apparaissent assez semblables avec les indicateurs du package de CarNET-B. Au regard de la taille de leurs propres projets, les acteurs rencontrés concluent à juste titre que la taille des mailles n'est pas adaptée aux projets qu'ils envisagent aujourd'hui à l'échelle des DREAL en particulier pour l'identification des fuseaux d'intérêt ou à éviter.

« Le contournement de Marboué est dans une seule maille, ça ne permet pas de faire un choix pertinent puisqu'il n'y en a pas, c'est clair. Donc ça sous entend que le principe de la maille de 10x10 qu'on a retenu jusqu'à présent n'était pas le plus pertinent. »
(entretien, administration centrale en charge des infrastructures de transports).

3.1.2 Une évolution du contexte : un changement d'échelle dans les aménagements

La décennie passée est le témoin d'une mutation dans l'envergure des projets routiers. Le Grenelle de l'environnement et la transposition de directives européennes ont durci les contraintes sur les projets d'aménagement depuis les années 2000. Ces instruments juridiques en faveur de l'environnement se sont conjugués à une forte baisse des crédits publics pour les routes en lien avec la crise économique. Par exemple, les subventions budgétaires à l'Agence de financement des

⁴² <http://inpn.mnhn.fr/accueil/index>

infrastructures des transports de France ont fortement diminué (974 M€ en 2011 contre 1245 Millions d'euros en 2010⁴³). Les projets actuellement réalisés sont de faibles dimensions, tels le contournement de Marboué en région Centre sur seulement quelques kilomètres, ou concernent la réhabilitation et la modernisation de réseaux existants. La non adéquation du package CarNET-B, en particulier en termes techniques (taille des mailles) est donc en partie due à une évolution du type de projets prévus entre le lancement du projet à la fin des années 2000 et les tests réalisés en 2013 et 2014.

« Entre le moment entre le programme a été initié vers 2009-2010, et les années actuelles en 2014, les projets d'infrastructures ont aussi évolués, le Grenelle est intervenu avec une perspective de moderniser les infrastructures existantes plutôt que d'en créer des nouvelles, il y a des raisons financières de l'État, qui font que les moyens financiers sont amoindris, et il y a beaucoup moins de projets neufs et de forte envergure que dans les années 2005-2010... » (entretien, administration centrale en charge des infrastructures de transports).

« Je dirais que si la problématique s'était déroulée à l'heure actuelle on reverrait la question de la pertinence de lancer un programme pour une faible importance de projets c'est vrai. Ceci étant il y en aura quand même, il en restera, les besoins de disponibilité rapide d'informations environnementales facilement exploitables et rapidement utilisables sont quand même d'un appui intéressant pour des opérateurs. Donc de disposer d'une cartographie nationale avec une base de données d'informations environnementales rapidement exploitable permettant de dégrossir les points chauds entre deux axes pour discerner quel sera le meilleur fuseau, c'est un appui qui reste encore intéressant pour les services des transports. » (entretien, administration centrale en charge de l'écologie).

« Il y a de moins en moins de grands projets : il y a eu une évolution des finances publiques, de la conjoncture politique... c'est devenu de plus en plus rare. Comme les projets mettent des années à aboutir, nul ne sait dire aujourd'hui si il y en aura jamais dans la région Centre ou Lorraine, maintenant ceux qui sont prévus ne le sont pas forcément pour tout de suite. Ceux prévus pour tout de suite sont à plus petite échelle, il y a beaucoup de projets de modernisation du réseau où CarNET-B pourrait être aussi utile si ils sont supérieurs à 10 km... » (entretien, administration centrale en charge de l'écologie).

L'échelle de la maille de 10 km, qui pose actuellement tant de problèmes dans l'évaluation de l'utilité du package par les utilisateurs, aurait pu être pertinente pour des projets de plus grande ampleur avec des fuseaux amonts relativement larges. Les concepteurs initiaux imaginaient un outil utilisable sur des projets à l'échelle nationale voire interrégionale, le package aurait été utilisé par les services en charge de ce type de dossier. Or aujourd'hui l'évaluation du projet n'a pas été faite auprès d'acteurs aménageurs à l'échelle nationale, potentiellement encore porteurs de projets de grande ampleur. L'évaluation s'est au contraire concentrée sur des projets et des fuseaux pour lesquels la maille de 10 km n'a pas de sens en termes de biodiversité. Cette évolution du contexte a été

43 Rapport d'activité de l'Agence de financement des infrastructures de transport de France pour l'exercice 2011, http://www.afitf.net/IMG/pdf/121011_Rapport_d_activite_2011_final.pdf

progressive mais elle n'a pas fait l'objet d'une réflexion particulière en terme d'évolution des besoins en fonction de l'échelle des projets, notamment au lancement de la phase pilote en 2011 où les budgets commençaient déjà à diminuer et alors que l'idée de favoriser la modernisation d'infrastructures existantes plutôt que la création de nouvelles infrastructures date du Grenelle, donc de 2007. À cette époque, les doutes concernant l'adéquation de l'outil vis-à-vis de projets plus petits avaient été dissipés en suggérant d'utiliser des zooms sur certaines zones. Cependant, à l'heure actuelle, l'échelle de rendu et surtout de diffusion autorisé des données ne permet pas de réaliser des zooms précis.

« Je me rappelle quand même que nous avons évoqué, dès le départ 2010 2011, que 10 km x 10 km ne serait peut-être pas la maille idéale, et moi-même j'avais signifié l'intérêt peut-être d'avoir après des zooms, ce qui théoriquement était envisageable, c'est ce que nous avait dit le muséum, ce qui était envisageable en perdant un degré de finesse. » (entretien, ex-administration centrale en charge de l'écologie).

« La synthèse et restitution cartographique se feront à la maille 10 x 10 km. Mais les relevés de terrain devront être restitués avec le plus de précision possible (GPS, cartographie 1/25 000). En particulier, les données devront permettre une restitution à un niveau très fin sur des zones dûment identifiées par les DREAL et sur leur sollicitation comme présentant des enjeux majeurs. L'échelle de restitution pourra être ajustée notamment avec des zooms à un maillage 1 x 1 km ». (Gourdain, Poncet, Cordier, et al., 2011).

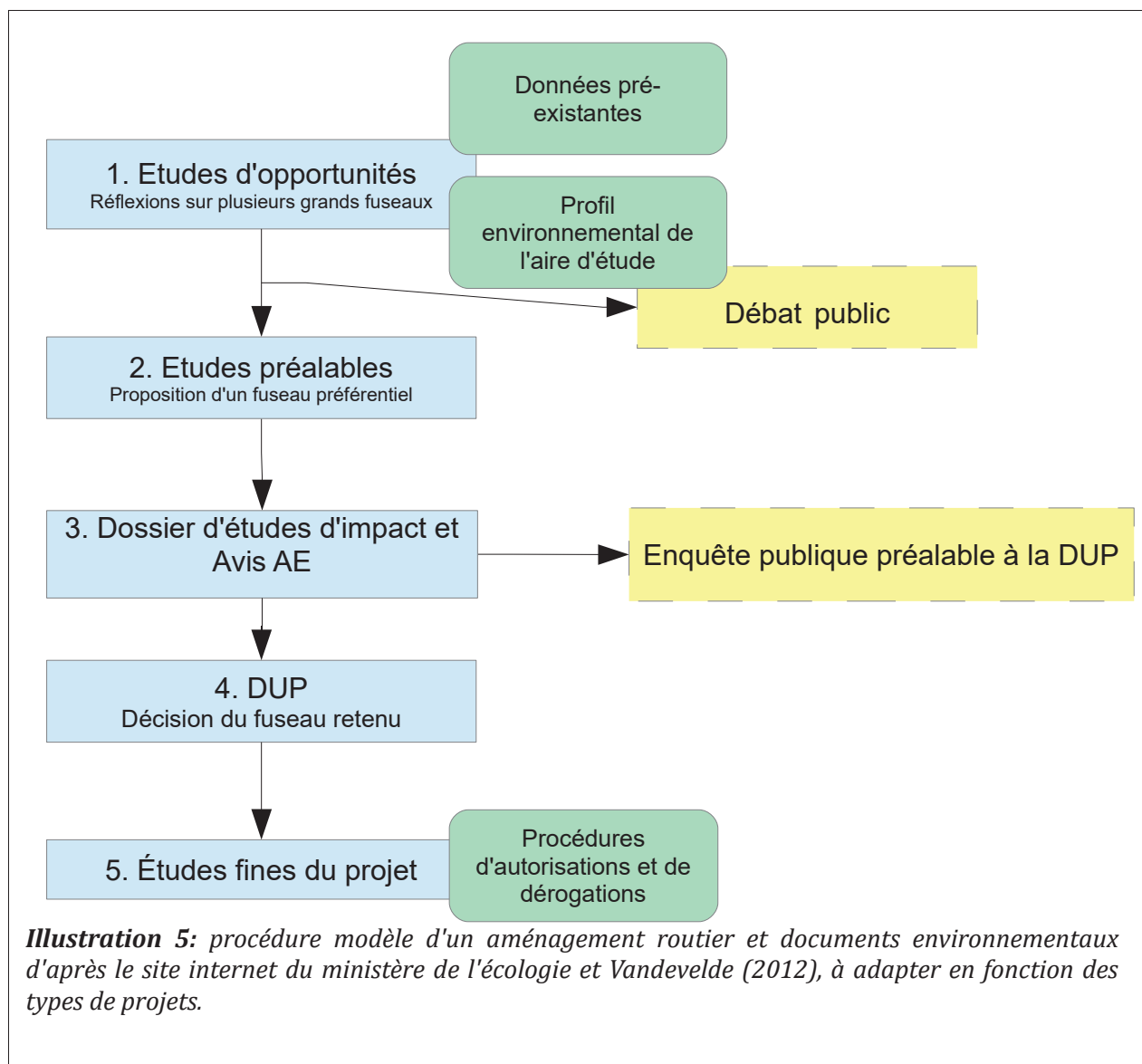
3.2 Des besoins informationnels différents en fonction des étapes de la procédure d'un aménagement

Les discussions sur la taille des mailles cartographiées révèlent un premier décalage : une évolution des objectifs du projet entre son lancement et les tests finaux, amenant les acteurs à se prononcer sur l'utilité d'un outil vis à vis de leurs besoins actuels alors que ce n'est pas l'objectif dans lequel il a été construit. Un deuxième décalage peut être observé : entre les besoins des utilisateurs actuels et les besoins imaginés initialement.

3.2.1 À chaque étape de la procédure des informations différentes sont nécessaires

Pour les concepteurs du programme il est clair que l'outil doit servir « en amont » mais les utilisateurs potentiels évaluent le package en donnant leur avis à partir d'autres étapes (anticiper la demande de dérogation pour les espèces protégées, faire des choix de fuseaux...). De manière générale, les questions procédurales ne sont pas très clairement résolues et sont encore un frein à l'utilisation potentielle de l'outil : *« J'ai discuté hier avec X, lui, dans son métier, il ne voit pas concrètement à quel moment ça intervient. Ce n'est pas une question de compréhension des indicateurs mais des objectifs. »* (entretien, administration territoriale en charge de la biodiversité). Reprenons une procédure modèle d'un aménagement routier pour comprendre où pourrait s'insérer un outil comme

CarNET-B aujourd'hui (illustration 5).



Indépendamment des objectifs initiaux, dans leurs réponses aux questions sur l'utilisation du projet, les services aménageurs en DREAL mettent en avant trois utilisations du package, qui correspondent à trois besoins qu'ils ressentent : (1) en amont ou en accompagnement des études d'opportunités (et présentation ou non au débat public) ; (2) au moment des études préalables pour aider le choix du fuseau préférentiel (et présentation ou non dans l'enquête publique préalable à la DUP) ; (3) dans les études de projet pour anticiper les procédures dérogatoires. Au préalable, remarquons que ce processus peut être légèrement différent en fonction des types de projets. À chaque étape du projet, les informations nécessaires et le niveau de précision n'est pas le même.

Dans le premier cas, en amont ou en accompagnement des études d'opportunités, le package

CarNET-B pourrait servir aux chargés de missions en DREAL à avoir une meilleure connaissance générale des enjeux de biodiversité sur la zone d'étude et ainsi mieux rédiger l'appel d'offre pour l'étude d'opportunité, suivre les résultats des études d'opportunités et les présenter au débat public. Les concepteurs du programme partaient du principe que le package pourrait aider les services des DREAL à définir les grands enjeux, donc plutôt des questions de contexte, et éventuellement à choisir parmi de grandes enveloppes de tracé. Et les acteurs rencontrés sont assez d'accord sur ce principe. Et en effet, les services des infrastructures sont intéressés par l'interprétation que peuvent avoir les services biodiversité de la zone d'étude, notamment pour avoir des informations bibliographiques avant d'aller sur le terrain et mieux cadrer le travail du bureau d'étude. Les services des DREAL sont tous d'accord sur l'objectif et la possibilité d'utiliser le package en amont des études d'opportunités. Toutefois, c'est sur le plan technique que le programme ne répond pas à leurs attentes (cf section 3.1). Ils ont donc un discours ambigu où les aspects techniques et organisationnels se mêlent : « *oui l'outil peut servir en amont* » (de manière indirecte via l'ensemble des connaissances acquises) et « *je ne vois pas où je peux insérer l'outil* » (le package avec les indicateurs).

« On va se contenter à ce stade de faire essentiellement de la bibliographie, c'est des bureaux d'études qui vont faire ça. L'avantage pour moi de ce que peuvent m'apporter les collègues du SEB aujourd'hui, et notamment parce que CarNET-B a produit des éléments, c'est que on s'est posé la question de savoir si notre donnée environnementale est à jour ou pas, quels sont les manques... et cela permet de juger la pertinence du travail qui aura été fait par le bureau d'étude, à partir de ce que pourront en dire mes collègues. » (entretien, administration territoriale en charge des infrastructures de transports).

« C'est difficile de juger du travail fait par un bureau d'étude pour un non spécialiste : savoir si c'est suffisant ou pas, surtout à un stade super amont, si c'est grave d'y porter atteinte ou pas ou si il vaut mieux aller faire une déviation ailleurs. » (entretien, administration territoriale en charge des infrastructures de transports).

Dans le deuxième cas, en phase d'études préalables, l'outil pourrait aussi servir à rédiger le cahier des charges des bureaux d'études en charge des études environnementales destinées à alimenter le dossier d'étude d'impact, à connaître les points de vigilance à avoir sur ces études d'impacts (besoin d'un cadrage préalable par exemple), et à aider à la décision d'un fuseau préférentiel. Mais les acteurs ne semblent pas convaincus, notamment sur le choix du fuseau. Pour comparer des fuseaux précis, nous avons déjà vu que le package proposé ne correspond pas aux besoins décisionnels : mailles, connaissance disponible, espèces... (cf. sections 1.4 et 3.1.2). De manière générale, le package n'a pas été conçu pour cette phase d'étude d'impact où les données ont besoin d'être plus détaillées (localisations précises, listes d'espèces, zonages réglementaires, informations sur les options techniques envisagées...). C'est notamment à ce stade de l'enquête publique que peuvent arriver les blocages (entretiens), il est donc nécessaire d'être le plus précis possible dans les études

d'impact : « Dans le cas d'une étude d'impact en tout cas, parce que l'étude d'impact demande une géolocalisation, il faut qu'on sache où sont les choses [...] Moi les calculs ne m'intéressaient pas du tout. Ce qu'il faut que je sache, c'est où sont les espèces. Après il n'y a pas d'intérêt pour moi. » (entretien, bureau d'étude). Pour les acteurs aménageurs et bureaux d'études, de telles cartes ne peuvent pas être mises à disposition dans le dossier d'enquête publique car elles ne sont pas assez compréhensibles (cf guide d'application du décret de 2008) : « Les qualités d'un dossier d'enquête publique sont sa lisibilité et son accessibilité à tous publics. Un soin particulier doit être apporté aux plans, cartes et schémas ainsi qu'au résumé non technique. »). Enfin, les acteurs des DREAL estiment à ce stade l'outil insuffisant pour suivre la qualité des études réalisées. Toutefois, tout comme dans le cadre de l'étude d'opportunité, le fait d'avoir plus d'informations sur l'état de la biodiversité et l'état de sa connaissance, via le programme dans son ensemble, peut toujours contribuer indirectement à mieux orienter les études préalables, même si pour cela le package en lui seul n'est pas suffisant et qu'une connaissance générale et précise apporte plus d'informations que des indicateurs systématiques. Et l'idée semble correspondre à un besoin puisque Vanpeene (2013) a aussi montré que : « très souvent les études environnementales (hors cadre de l'étude d'impact) commandées à des bureaux d'études ou associations naturalistes ne sont pas basées sur des cahiers des charges suffisamment précis et pertinents. Le donneur d'ordre se trouve alors avec une étude qu'il ne peut pas utiliser pour améliorer son projet. ».

Enfin, dans le troisième et dernier cas, en phase des études de projet, les acteurs aménageurs ressentent le besoin d'outils pour anticiper les procédures de dérogation, ils évaluent l'intérêt du package de CarNET-B au regard de cet objectif : « Est-ce que ça me dit au moins les espèces pour lesquelles il faudra faire une demande de dérogation ? Non » (entretien, administration territoriale en charge des infrastructures de transports). En effet, sur le plan technique, pour l'instant l'outil ne permet pas de dire précisément quelles sont les procédures à envisager puisque l'idée n'est pas de donner directement la liste des espèces présentes sur les tracés. Les informations mises à disposition dans le package n'ont pas cette précision et ne sont pas suffisamment fiables.

Pour conclure, le bilan de ce passage en revue des utilisations possibles de l'outil est peu concluant : d'une part les acteurs nous disent qu'il peut être utile pour cadrer les études d'opportunité ; d'autre part qu'ils ne voient pas comment utiliser l'outil notamment parce qu'il n'aide pas à discriminer des fuseaux ou à prévoir en amont les demandes de dérogations nécessaires. L'outil est utile dans le premier cas de figure proposé, inutile dans les cas 2 et 3. Pourquoi est ce que les enquêtés se focalisent sur les cas 2 et 3 ? Parce que c'est là que sont les enjeux ? En fait, nous commençons à nous apercevoir ici que les acteurs ont des attentes très variées sur l'outil et ce à quoi il doit servir, même s'ils sont tous d'accord sur l'objectif de « plus de connaissance, plus en amont ».... Par ailleurs, ils évaluent l'utilité de l'outil au regard des besoins qu'ils ressentent dans leur travail

quotidien plus que vis-à-vis des objectifs initiaux. De plus, dans leurs réponses, ils confondent l'intérêt des données fournies par les inventaires (réalisés en phase amont du projet) et l'intérêt du package avec les indicateurs.

3.2.2 Une évaluation par les utilisateurs au regard des étapes actuelles des projets tests

L'objectif au tout départ du projet était d'améliorer la fiabilité de la connaissance très en amont des projets à la fois pour être utilisable dans les études d'opportunités avant des débats publics et pour choisir de grandes options avec le moins de risque possible que le projet accumule du retard voire soit bloqué à cause d'enjeux environnementaux.

« Dans l'idée des deux directions de l'époque, c'était pour prendre en compte l'enjeu en amont, avant qu'on puisse faire des études de terrain. Quand on sera en phase de demandes de dérogations il faudra aller sur le terrain, il y aura des études à financer dans le projet. L'objectif n'était pas d'utiliser l'outil dans le cadre du débat public. C'était de rendre plus performant le dispositif d'organisation de la connaissance, de mettre les informations à dispositions. » (entretien, administration centrale en charge des infrastructures de transports).

« A terme ça devait servir à la phase étude préliminaire, sur des grands enjeux d'opportunités, de grandes options, sur des scénarios très différents avant de conclure sur des solutions d'une forme ou d'une autre et de dire dans quel fuseau on va passer. En phase d'étude préliminaire : c'est plutôt pour cette phase là qu'il fallait qu'on puisse prendre en compte les enjeux espèces protégées pour qu'on puisse dire : « non, on n'y va pas... soit rendre plus performant un itinéraire existant, soit plus performant un autre mode d'infrastructure, ou aménager une route autre... » (entretien, administration centrale en charge des infrastructures de transports).

Cependant, à l'heure actuelle, les utilisateurs auprès de qui a été réalisée l'enquête cherchent comment l'outil peut les aider pour les études d'impact et les demandes de dérogation sur des projets qui n'en sont plus aux études d'opportunité, donc dans des étapes moins amont que ce qui était imaginé. Initialement, il était pourtant clair que l'utilité du projet ne devait pas être évaluée sur des projets trop avancés et qu'il ne devait pas permettre de choisir directement des fuseaux mais participer à ce choix : *« La demande n'était pas non plus de discriminer un fuseau d'un autre mais d'une aide pour savoir comment discriminer : quelles espèces à inventorier, quelle information on a déjà... C'était une aide à l'appui des études fines et non une aide au choix du tronçon. »* (entretien, administration centrale en charge de la biodiversité). Pour le SPN, l'outil ne devait pas proposer directement une comparaison de fuseaux mais permettre aux utilisateurs de rajouter les leurs et d'effectuer leur propre comparaison. Le test proposé lors de la formation au package était censé être une simple illustration de ce que pouvaient faire les DREAL avec un tel outil à partir des données de l'INPN. Cette illustration a été parfois comprise comme un objectif en soi, notamment au regard des besoins actuels des services en charges des infrastructures.

« Finalement le test est réalisé sur les tronçons mais qui n'ont rien à voir avec les fuseaux plus larges pour lesquels le projet avait été défini initialement, à savoir de grands projets linéaires. Les évolutions de contexte au cours des années tests du programme ont fait que la réalité actuelle est qu'il y a peu de projets de cette envergure. On se situe plutôt sur de la requalification, du contournement, il n'y a plus de grands projets d'infrastructure ou d'autoroute. Le besoin n'est plus le même entre l'initialisation du programme et la définition de son périmètre et la phase réelle de test. » (entretien, organisme d'expertise naturaliste national)

« L'idée c'est que cette étude au niveau fuseau soit portée directement par les décideurs. Qu'ils prennent la donnée disponible dans le SINP et fassent les croisements avec leurs fuseaux, mais pour moi c'est totalement hors programme CarNET-B. [...] C'est quelque chose qui a été aussi mal compris je pense. » (entretien, organisme national d'expertise naturaliste).

Les objectifs du projet CarNET-B ont évolué dans les discours à cause de tests qui ont été faits sur des projets qui n'étaient pas dans des phases de projet réellement adaptées mais aussi parce que les personnes en charge du projet ont changé. Les nouvelles personnes recrutées ont pu faire évoluer les objectifs du projet en fonction de leurs besoins concrets. Pour les deux services infrastructures rencontrés, l'objectif du programme devient alors de comparer des fuseaux déjà assez précis et étroits. C'est d'ailleurs comme cela qu'ils décrivent la manière dont CarNET-B leur a été présenté (notamment avec les tests du package sur des fuseaux).

« Je n'ai jamais vraiment compris les attentes du ministère sur ce programme, qu'est-ce qu'il attendait ? qu'est-ce qu'il pensait que CarNET-B allait pouvoir générer comme information qui allait servir au service infrastructure... ? Je ne sais pas » (entretien, administration territoriale en charge de la biodiversité).

« L'intérêt selon la DIT du programme était de nous aider à faire une comparaison de différents fuseaux. Donc on s'est dit autant prendre un projet sur lequel on n'avait pas encore retenu de fuseaux. Mais une des conclusions de la dernière réunion qu'on a eu c'est que l'outil est difficilement utilisable pour pouvoir faire une comparaison de fuseaux. » (entretien, administration territoriale en charge des infrastructures de transports).

Cependant cette question du choix des fuseaux est ambiguë, elle peut se faire à différentes échelles. En phase d'études d'opportunités, il ne s'agit que de grands enjeux (délimiter des bandes de territoires susceptibles d'accueillir le projet), alors que les études préalables doivent progressivement amener à délimiter des fuseaux un peu plus précis et finalement à proposer des tracés différents au sein de ces fuseaux. L'information nécessaire à chaque étape n'est pas du tout la même. Dès le départ, l'interprétation des objectifs pouvait être ambiguë, soit parce qu'ils apparaissaient comme « les mêmes » vus depuis un point de vue de spécialistes de la biodiversité qui ne connaissaient pas les procédures d'infrastructures, soit parce qu'ils paraissaient compatibles, notamment pour les aménageurs, certains imaginant que l'outil pourrait être utilisé pour différents objectifs. Par exemple,

le choix des régions et des projets d'infrastructures « test » a été fait justement parce qu'un choix de fuseau aurait bientôt lieu, donc implicitement le lien entre CarNET-B et le choix de fuseaux se faisait assez facilement. Au départ le projet de la RN154 a été choisi parce qu'il était en phase d'étude préalable et qu'il y allait avoir un choix de variantes de fuseaux à faire à un horizon assez proche d'un ou deux ans. Mais finalement l'outil CarNET-B a été prêt trop tard pour le choix des fuseaux. Les tests ont donc été réorientés vers un projet plus en amont, le contournement de Marboué.

Pour conclure, le décalage observé entre les potentialités de l'outil et les attentes des utilisateurs est non seulement lié à une évolution de la taille des infrastructures de transport actuellement en projet mais aussi au fait que les utilisateurs évaluent les résultats de CarNET-B à partir de leurs besoins actuels, qui concernent des phases avalées dans les procédures d'instruction des projets.

3.3 Une difficulté à répondre à un besoin de sécurisation des acteurs aménageurs

En analysant toutes les difficultés des acteurs à rendre l'outil utilisable, utilisé et ayant un impact sur l'état de la biodiversité, nous avons constaté que l'outil a été conçu en ne prenant en compte que de manière indirecte le système d'action dans lequel il est censé s'insérer. Il a été conçu pour répondre à des besoins assez précis mais qui ont peu été exprimés et décrits finement jusqu'à l'évaluation finale du projet. Essayons de comprendre quelles étaient les logiques d'action à l'origine du programme et pourquoi un outil tel que celui proposé paraissait la solution appropriée. Nous montrons ainsi que parfois trop de potentialités sont attribuées à un outil.

Avant le projet, les aménageurs regardaient déjà au préalable les données existantes. Ils ont à disposition un certain nombre de zonages leur indiquant des zones à enjeux, et donc à éviter : ZNIEFF, Natura 2000, les sites des CEN, les réserves nationales, etc. Pourtant ils avaient le sentiment que cette information n'était pas assez fiable pour eux (notamment pas assez répartie de manière homogène sur l'ensemble du territoire). Les aménageurs cherchent à sécuriser les décisions initiales des projets et pour cela ils ont besoin d'une information encore plus fiable. CarNET-B était censé répondre à ce besoin mais nous allons voir qu'il n'a pas été possible de construire un package satisfaisant vis-à-vis de cet objectif de sécurisation. En revanche les AE se sont rabattus sur un autre mode d'action, le porter à connaissance.

3.3.1 La logique procédurale et juridique : sécuriser la prise en compte de la biodiversité

Le projet CarNET-B est issu d'un besoin procédural et juridique (section 1). D'une part les acteurs porteurs d'enjeux environnementaux ont compris que les procédures (porter à connaissance

et éventuels recours juridiques) sont des outils qui peuvent contribuer à une meilleure préservation de la biodiversité si les connaissances sont suffisamment nombreuses. D'autre part les acteurs porteurs d'enjeux d'aménagement ont constaté qu'il était essentiel de prendre en compte ces procédures, de les respecter précisément et surtout de les anticiper pour le bon déroulé du projet. La logique d'action à l'œuvre est basée sur les aspects procéduraux de la prise de décision. Pour les acteurs aménageurs, CarNET-B doit permettre de sécuriser l'action en ayant une information fiable sur laquelle se baser pour anticiper les risques de leur projet le plus en amont possible. L'information est pertinente si elle permet à l'aménageur de savoir en amont si son projet sera compatible avec la réglementation et sinon, comment le rendre compatible .

Une prise en compte de la biodiversité dans les procédures qui est déterminée par trois instruments

Il existe en France une multitude d'instruments reconnus juridiquement et formant des zones, réseaux, trames, sites, aires géographiques ou autres parcs naturels en lien avec la préservation de la biodiversité. Ceux que le législateur a réellement dotés d'une protection réglementaire contraignante face aux projets d'aménagements n'en représentent qu'une petite partie : les espèces protégées, le réseau Natura 2000 et les zones humides avec la loi sur l'eau et les milieux aquatiques (Vandevlede, 2013, 2013). D'autres éléments comme le SRCE, les Parcs Naturels Régionaux ou encore les ZNIEFF peuvent également être contraignants, mais de manière plus limitée (différents degrés de compatibilité avec les documents d'urbanisme et les projets d'aménagements). Les avis de l'Autorité Environnementale, mais aussi du CNPN, sur ces trois types de protections et de dérogations nécessaires sont les facteurs essentiels pouvant bloquer ou retarder un projet d'aménagement. Le CNPN a, par exemple, rendu en 2008 plusieurs avis négatifs dans le cadre du projet autoroutier A65 (Pau-Langon) sur les demandes de dérogation pour destruction d'espèces protégées, notamment du Vison d'Europe (*Mustela lutreola*), avant de finalement arbitrer en faveur du projet du fait des engagements pris par le concessionnaire de l'autoroute (Vandevlede *et al.*, 2012). Les aménageurs craignent ces avis et font leur possible pour anticiper des avis négatifs et pour les éviter (entretiens), ce qui explique qu'ils analysent l'intérêt pour eux de CarNET-B au regard de ces documents. Ils sont dans une logique de sécurisation (encadré 4)

« Les grands maîtres d'ouvrage parapublics ou privés se montrent vigilants devant les exigences des services de l'État et souhaitent ne pas devenir les « otages » de batailles d'experts, notamment dans le domaine de l'environnement voire de la biodiversité. Ils ont depuis quelques années adopté des lignes directrices qui tiennent vraiment compte de la nécessité d'études de qualité pour éviter les contentieux avec le milieu associatif et des difficultés dans l'instruction administrative. » (Lavoux, Féménias, 2011)

Encadré 4: Logique de la sécurisation

Des connaissances plus fiables en amont sur la biodiversités ➡ possibilité d'anticiper les risques juridiques ➡ un projet réalisé facilement (délais, acceptabilité, coûts...)

But de l'outil : anticiper les risques administratifs, éviter les zones avec trop d'enjeux juridiques et connaître précisément les besoins procéduraux.

Parmi ces trois types de contraintes pouvant influencer la prise en compte de la biodiversité dans les projets d'infrastructures, le projet CarNET-B ne peut répondre qu'à la question des espèces protégées, les autres informations comme la qualité écologique des eaux ou les zones Natura 2000 ne faisant pas explicitement partie du package. Cependant, même pour les espèces protégées, l'outil ne leur est pas strictement dédié puisqu'il prend en compte d'autres espèces (initialement pour plus de sécurisation dans le cadre de projets très longs pour lesquels la réglementation pouvait changer) et que le mode de représentation ne permet pas de descendre à l'échelle de l'espèce. L'outil ne semble pas directement utile pour préserver la biodiversité puisqu'il ne permet pas de s'insérer dans la chaîne opérationnelle actuelle. C'est surtout cela que lui reprochent les acteurs quand ils disent que l'outil ne leur sert à rien, que ce soit pour des AS ou des AE (qui ne pourront attaquer juridiquement les projets qu'au regard de ces trois critères ou éventuellement par la présence de ZNIEFF, élément reconnu par la jurisprudence).

Nous avons observé par exemple dans le cas de CarNET-B la demande récurrente des aménageurs pour avoir la liste des espèces protégées sur les fuseaux, la liste des « *espèces CNPN* » (Vanpeene, 2013). Or les catégories retenues prennent aussi en compte les espèces sur listes rouges ou certaines espèces réglementaires moins impactantes pour les procédures d'infrastructures routières : « *Ce qui nous intéresse, c'est les espèces réglementaires, or il n'y a pas toujours de correspondance avec la liste de référence CarNET-B.* » (entretien, administration territoriale en charge des infrastructures de transports). Initialement, certains souhaitaient même avoir la liste des espèces qui étaient susceptibles d'être protégées à l'avenir puisque les procédures d'aménagement peuvent durer plusieurs dizaines d'années. « *Ils avaient l'impression qu'avec les listes rouges ils allaient pouvoir anticiper les listes d'espèces protégées* » (entretien, ex-administration centrale en charge de la biodiversité). Leur problème est donc en grande partie de nature juridique, d'où leur intérêt marqué pour la qualification de la présence mais aussi de l'absence des espèces (Gourdain *et al.*, 2011). Les outils développés par les bureaux d'étude sont par exemple beaucoup plus basés sur le risque juridique et procédural, et construits pour répondre aux attentes des professionnels de l'aménagement, comme le montre Vandevalde *et al.*, (2013) :

« Au cours du façonnage de l'outil, la portée de l'enjeu biodiversité est réduite au travers de l'appréciation du risque associé à la biodiversité. La représentation de la biodiversité

produite par l'outil socio-technique est une biodiversité que l'on peut qualifier de « réglementaire » dans la mesure où seule compte la biodiversité porteuse de risque juridico-financier (au travers des contentieux associatifs et des avis négatifs des instances expertes consultées) ou technico-financier (au travers des problèmes de mise en œuvre des mesures compensatoires). » (Vandeveldt et al., 2013).

Cette recherche de sécurisation explique certaines frustrations des aménageurs sur les indicateurs proposés

De manière générale, les acteurs aménageurs se montrent perplexes face à ces indicateurs proposés à la fin de la phase de test. Ils ont l'impression qu'ils sont complexes et que beaucoup d'incertitudes scientifiques sont encore présentes (cf tableau 8). Les biais dus aux transpositions d'échelle (10x10 km puis 5x5 km et fuseaux) et la complexité apparente de l'interprétation des indicateurs sont les deux points majeurs de ce rejet. Ils préféreraient des indicateurs « *plus simples* » et moins nombreux. En revanche le SPN et les services biodiversité des DREAL sont plutôt contents du choix des indicateurs, éprouvés et testés dans d'autres cadres et relativement simples à comprendre et utiliser d'après eux (tableau 8).

Tableau 8: critères d'appréciation des indicateurs du package CarNET-B par les acteurs, issus des entretiens et des retours des DREAL au MNHN.

Critères	Citations
Compréhension des indicateurs	« Est-ce qu'il ne faudrait pas réduire le nombre d'indicateurs et les rendre plus parlants ? J'ai déjà cherché à ce qu'on vulgarise certaines terminologies, qu'on les rende plus explicites. Elles ne le sont peut-être pas encore suffisamment. Mais je comprends qu'intellectuellement pour un scientifique du muséum ce soit un peu hérissant. » (entretien, administration centrale en charge de la biodiversité).
Représentativité des indicateurs	« Finalement quand on regarde cette carte on a presque l'impression que la partie ouest de l'infrastructure est plus impactant, moi je n'en suis pas tout à fait sûr. » (entretien, administration territoriale en charge de la biodiversité). « Vu la connaissance actuelle encore éparse et ciblée sur certains groupes taxonomiques, il est difficilement utilisable. [...] Pour moi certains indicateurs seraient bien si on avait une couverture de la région, et du coup je pense qu'on n'a pas assez de données pour pouvoir vraiment donner du sens à tous les indicateurs. » (entretien, administration territoriale en charge de la biodiversité).
Crédibilité scientifique	« Voilà, scientifiquement déjà, je sens qu'il y a un peu de fragilité. En plus, une fois levé ce doute là, en regardant la batterie d'indicateurs qui sont sortis, je ne sais pas comment faire l'amalgame de tout ça... Non ça avait l'air de ne pas être vraiment stable intellectuellement parlant donc ça n'aura aucune légitimité dans les études que je vais mener » (entretien, administration territoriale en charge des infrastructures de transports). « Les résultats ne me parlent pas, déjà si j'ai bien compris au sein des experts, personne ne s'accordait à dire si les résultats étaient vraiment justes au sein du fuseau » (entretien, administration territoriale en charge des infrastructures de transports).

Si les services des DREAL trouvent ces indicateurs trop compliqués, ce sont pourtant parmi les

plus simples proposés par les écologues et leur nombre est déjà relativement restreint. L'indicateur qui leur semble le plus compréhensible est celui de la richesse spécifique, peut-être celui qui fait le plus appel aux référentiels qu'ils connaissent (ils ont déjà l'habitude de réfléchir en termes de nombre d'espèces protégées). Leur souci d'interprétation provient en fait de la multiplication du nombre d'indicateurs, qui augmente les interprétations possibles et leur donne donc une impression de moindre fiabilité. Or le SPN a choisi de multiplier les indicateurs notamment pour combler les déficits de connaissances existants, et pour donner une indication du niveau d'incertitude. En effet, les données ne couvrent pas de manière homogène l'ensemble du territoire, il est donc nécessaire pour interpréter la richesse en biodiversité de prendre en compte le degré d'exhaustivité de la connaissance. La multiplication du nombre d'indicateurs est censée permettre de relativiser l'information disponible, en donnant une idée de l'incertitude, afin d'être le plus exact possible dans leur interprétation. Mais les utilisateurs aménageurs ont moins confiance dans un outil dont les limites sont aussi clairement affichées (*« même si l'existence de l'indicateur d'exhaustivité est louable intellectuellement parlant, je le ressens au contraire comme une source de discrédit portée sur les autres indicateurs »*, entretien administration territoriale en charge des infrastructures de transports). Plus la rigueur scientifique est argumentée plus cela discrédite l'outil pour les utilisateurs qui le pensent peu fiable, et cela rend son acceptation difficile.

« Alors du coup on va perdre peut-être en efficacité mais il faut trouver un équilibre, est-ce qu'il vaut mieux avoir des indicateurs très fins mais pas facilement exploitables pour les services transports, ou avoir quelque chose qui soit jugé comme pas scientifique de la part du muséum, mais qui soit exploitable par un opérateur lambda de terrain et qui permette d'éviter des gros écueils et d'améliorer la prise en compte de l'environnement, et donc minimiser les impacts ? » (entretien, administration centrale en charge des infrastructures de transports).

Certains aménageurs suggèrent même de cacher ces incertitudes en utilisant un indice agrégé qui permettrait de faire gagner l'outil en crédibilité.

« Il me semble que dans ce cas précis, l'outil a tout à gagner si l'on trouve un moyen de le faire entrer dans "la boîte noire" du modèle, c'est à dire d'internaliser les incertitudes qu'il met en lumière aux autres indicateurs. L'utilisateur - encore plus s'il s'agit d'un chargé d'opération d'un service transport - a besoin d'avoir confiance en son outil, ce qui passe par une légitimité technique à ses yeux qui ne peut s'acquérir que par une reconnaissance de la part du ministère, mais aussi par un peu de mystère pour lui. » (entretien, administration territoriale en charge des infrastructures de transports).

Avec un telle « boîte noire », seule la légitimité du SPN à produire l'outil compterait. Il serait plus difficile de remettre en cause la crédibilité de l'outil. Certains acteurs aménageurs souhaiterait que l'outil assure un surcroît de crédit, quel que soit le contenu, grâce auquel la responsabilité ne reposerait que sur une autorité scientifique distincte. Or, inversement, le SPN, avec la validation du comité de pilotage, n'a pas voulu prendre cette responsabilité : il a fait le choix de quelques indicateurs

simples, permettant surtout de donner une indication sur la présence et la connaissance et laissant aux DREAL la liberté et la responsabilité de l'interprétation et notamment la possibilité de coupler l'outil avec d'autres informations. Néanmoins, les services des infrastructures des DREAL ne cherchent pas à avoir l'interprétation la plus juste possible, mais plutôt à se sécuriser : faire reposer leurs décisions sur un outil robuste, incontestable et dont ils ne sont pas responsables. Via l'utilisation d'un tel outil ils cherchent à se protéger et à légitimer des décisions. Pour un chargé de mission en DREAL il est plus facile de dire « *l'outil scientifique a dit ça, c'est sûr* » plutôt que « *on a un outil qui nous dit ça mais aussi ça, et peut-être que ça* ». Et inversement le MNHN ne veut pas prendre de responsabilité sur le choix des fuseaux.

« Ces indicateurs là je ne pourrai pas les porter au public. Il faut expliquer qu'on a différentes variantes qu'on compare et expliquer pourquoi cette variante là est plus ou moins impactante d'un point de vue environnemental. Je pense que j'aurai du mal à utiliser les indicateurs de CarNET-B pour expliquer ça au public : l'exhaustivité, la rareté... » (entretien, administration territoriale en charge des infrastructures de transports).

« Si on va trop loin et qu'on simplifie à l'extrême les indicateurs produits, on leur fait d'une perdre leur sens, mais aussi on rend les décisions binaires et on prend des responsabilités trop importantes sur le choix des fuseaux. Ce n'est pas notre rôle, nous on construit juste l'outil d'aide à la décision, on ne prend pas la décision en elle-même. » (entretien, organisme d'expertise naturaliste national).

3.3.2 Un passage à une logique rationnelle, plus stable scientifiquement mais moins sécurisante pour les aménageurs

Face aux limites techniques pour proposer une information sécurisante à l'échelle de l'ensemble du territoire, qui soit scientifiquement rigoureuse, les acteurs de la connaissance ont progressivement orienté le package vers une autre logique d'action, une logique rationnelle (encadré 5). Ils choisissent de mettre à disposition des acteurs aménageurs des informations rigoureuses scientifiquement, mais qui ne les engagent pas. Les acteurs aménageurs sont censés s'en saisir et les adapter à leur problématique afin de prendre la meilleure décision possible.

« Nous concrètement on l'a vu comme un programme d'inventaire, c'est à dire que plus on connaît plus on arrive à définir les impacts des infrastructures, donc plus on augmente la connaissance plus ça favorisera aussi la prise en compte de la biodiversité dans les infrastructures » (entretien, administration territoriale en charge de la biodiversité).

« La connaissance est un point de départ vers une meilleure diffusion mais aussi une meilleure préservation de la biodiversité. Au conservatoire on n'essaie pas de connaître pour connaître mais aussi pour préserver. » (entretien, organisation naturaliste régionale).

Encadré 5: Logique d'action rationnelle

Meilleures connaissances générales sur la biodiversité ➡ meilleurs choix de gestion ➡ moins d'impacts sur la biodiversité

Potentialité de l'outil : l'outil permet à l'aménageur d'avoir de meilleures connaissances sur la biodiversité et de comparer l'intérêt des différentes zones.

Aux deux logiques d'action correspondent des besoins en information différents. Dans la logique rationnelle, les indicateurs semblent un bon compromis entre rigueur scientifique et incertitudes. Par leur aspect synthétique et systématique, ils permettent de déterminer de manière générale les zones les plus importantes pour conserver la biodiversité (rareté, nombre d'espèces...) en les comparant entre elles, et ce de manière homogène entre toutes les régions. Dans la deuxième logique, les aménageurs ont besoin d'une information à une échelle variable mais qui nécessite de la connaissance en amont. Très en amont les aménageurs ont aussi besoin d'une information globale. À l'échelle actuelle des aménagements, ils ont besoin d'une information précise : les éléments facteurs de risque pour eux (par exemples les noms d'espèce ou d'habitat présents). Cela explique en partie pourquoi l'information qui leur est fournie via CarNET-B ne leur paraît pas utile, même si indirectement il peut y avoir un lien entre des zones importantes de biodiversité et des espèces ou habitats à enjeux juridique.

« Il faut se remettre en cause aussi. On n'a probablement pas assez expliqué et les personnes ont changé. Cela étant dit on voit bien que eux leur besoin est un besoin de sécurisation et que ce qu'on leur proposait ne les sécurisait pas assez. » (entretien, organisme d'expertise naturaliste national).

Au départ il avait été envisagé un format de rendu des données par des cartes de présence et d'absence et l'élaboration de cartographies synthétiques par maille et par espèce (Gourdain, Poncet, Cordier, et al., 2011). Assez rapidement, étant donné le nombre de cartes à produire et les trop nombreuses déclinaisons (échelles spatiales, par groupes, etc), le format « pdf » est rapidement apparu comme non pertinent. Dès les débuts du programme, le format SIG en package est apparu plus approprié. Les acteurs de la connaissance ont pris soin de ne pas construire un outil qui fournisse des décisions mais de construire un outil d'aide à la décision donc de rendre le produit malléable aux besoins multiples. Fort de son expérience de construction d'indicateurs, le SPN a proposé un outil correspondant à ses compétences : des indicateurs et des bases de données. Progressivement l'outil s'est enrichi en indicateurs correspondant plus à la vision d'un outil scientifique par le SPN et donc plus acceptable par les naturalistes. Ces évolutions ont aussi mené à l'abandon des formats attendus au départ, alors que ces cartes par espèces d'absence/présence envisagées initialement répondaient plus à la logique de sécurisation des aménageurs. Au fur et à mesure du programme et grâce à l'expérience

du SPN, les commanditaires ont pris conscience de l'impossibilité de résumer toute la biodiversité en un seul indicateur de présence/absence, et de manière fiable. Cela a progressivement amené à la complexification de l'outil, complexification qui fait aussi que le package ne répond plus à la logique d'action des aménageurs et donc a engendré un sentiment de déception.

La question des indicateurs est délicate puisque la remise en cause de cet aspect apparemment très technique cristallise en fait celle bien plus vaste des habitudes, représentations et mutations que cela implique. En effet, si les services des routes ont déjà l'habitude d'utiliser certains indicateurs dans d'autres domaines, l'intégration de ceux sur la biodiversité n'est pas nécessairement facile pour les services des infrastructures routières. L'utilisation d'indicateurs les oblige à appréhender un domaine très complexe qu'ils ne connaissent pas ou peu et de manière très synthétique. L'usage des indicateurs synthétiques les mène à dé-procéduraliser leur approche de l'environnement, c'est-à-dire à changer leur perception de la biodiversité (et celles des acteurs de la concertation) et à ne plus considérer l'environnement comme un enjeu mesurable précisément (nombre d'espèces protégées nécessitant une dérogation par exemple) dans un cadre réglementaire précis. Mais ce n'est pas nécessairement une perspective qui séduit les aménageurs. La compréhension complexe de ces enjeux ne peut qu'accroître le champs des contraintes, déjà très importantes pour les projets routiers tirillés par d'autres aspects sociaux, politiques et économiques.

Conclusion de la section 3

Nous avons choisis d'approfondir les raisons pour lesquelles l'outil ne paraît pas utile aux acteurs de l'aménagement. Une évolution des besoins des acteurs aménageurs entre les échelles nationales et régionales fait que le projet est évalué au regard de besoins autres que ceux pour lesquels il a été conçu. Nous avons de plus mis en évidence que les logiques d'actions imaginées sont différentes entre acteurs de la connaissance et acteurs sectoriels et qu'elles impliquent des critères différents pour l'outil, notamment sur la précision nécessaire. Cette non complémentarité entre les deux logiques d'actions et le fait qu'aujourd'hui le package proposé ne correspond pas à l'une d'elles remettent en question l'ensemble du programme et donc aussi la partie qui était un succès, l'acquisition de connaissances.

Les acteurs déçus par le package CarNET-B ont des critiques sur la taille des mailles, le choix des pixels et le choix des indicateurs. Nous avons montré que ces critiques s'expliquent par des décalages entre les besoins des différents acteurs, les échelles d'action et l'utilisation qu'ils envisagent dans la chaîne des procédures à mettre en place pour un projet d'infrastructures. À chaque étape de cette procédure correspondent des besoins en informations différents. Au final, les évaluateurs estiment l'utilité de l'outil au regard d'objectifs contraires : par exemple en amont des projets la qualité de l'outil reposerait sur une information très générique et à faible coût alors que dans des phases plus

tardives l'information doit être plus précise. L'outil est conçu pour répondre à certains besoins mais techniquement ne peut pas répondre simultanément à tous. Il est difficile de proposer une information assez sécurisante dans le temps imparti pour la réalisation des inventaires et au vu du faible nombre de spécialistes pour certains groupes taxonomiques.

L'ensemble de cette section nous montre que disposer de plus de connaissances n'est pas nécessairement suffisant pour enclencher l'action en faveur de l'environnement. Pour qu'elles soient prises en compte il est nécessaire qu'elles soient intégrables au système d'action en place. Pour que l'indicateur puisse contribuer à une action efficace, il doit s'intégrer au contexte existant : types de projets financés, procédures en places, logiques actuelles d'utilisation de la connaissance dans la prise de décision, etc.

Conclusion du chapitre 4

Cette étude de cas a permis de nous plonger concrètement dans la construction d'un outil à visée informative et évaluative sur la biodiversité, depuis l'analyse des besoins initiaux à l'évaluation finale de l'utilité de l'indicateur par les utilisateurs.

Nous avons tout d'abord développé l'intérêt environnemental du programme, à l'aide du même cadre d'analyse que pour les listes rouges (chapitre 3). L'outil a contribué directement à améliorer la connaissance mais plus indirectement à favoriser l'action en faveur de la biodiversité (tableau 9). Pourtant ce programme avait un double objectif (1) de connaissance et (2) d'action. Nous avons alors analysé dans la section 3 pourquoi la connaissance est dans ce cas insuffisante pour enclencher l'action au sens où cela avait été envisagé initialement : un renforcement de l'intégration des informations fiables sur la biodiversité dans les projets d'infrastructures. Les difficultés liées à la mise en forme «package » et les changements progressifs d'objectifs font que l'outil ne paraît pas utile aux acteurs régionaux et donc qu'il ne sera probablement pas utilisé. Son intérêt environnemental se limite donc aux effets indirects (mais qui sont des effets majeurs au moins dans les deux régions pilotes). Enfin, pour l'instant, l'ensemble du programme a contribué essentiellement à des stratégies en faveur de l'environnement. Nous n'avons pas observé la contribution de ce programme à des stratégies d'action dont le résultat pourrait porter atteinte à la biodiversité, si ce n'est le fait que la DIT pourrait considérer ce projet comme un échec et être plus frileuse à l'avenir sur d'autres projets communs.

Tableau 9: intérêt environnemental de l'ensemble du projet CarNET-B, tel que mené dans les phases pilotes (cadre d'analyse développé à partir de nos propres travaux, et non des objectifs affichés du programme).

Registres de contribution potentiels	Potentialités du projet	Contribution observée de l'indicateur à partir des entretiens
Modification de l'état de l'objet écologique	Diminution des impacts des projets d'aménagement sur la biodiversité	Non observable pour l'instant (les données viennent d'être récupérées, et le package n'est pas utilisé)
Apport de connaissances sur l'objet écologique	Réalisation d'inventaires	Nombre élevé de données collectées, découvertes ou re-découvertes régionales d'espèces ou d'espaces d'intérêt
	Structuration de la collecte de données	Contribution en parallèle des réflexions sur le SINP, les bases de données partagées et les standards.
Objet écologique : Mise à l'agenda	Un outil centré sur une approche espèces protégées et/ ou menacées	Un objet écologique relativement classique, bien connu et déjà pris en compte (réglementé). Découverte de nouveaux aspects de la biodiversité par les aménageurs ayant analysé le package : importance de l'exhaustivité de la connaissance, de la prise en compte simultanée de plusieurs espèces...
Modes d'action : interventions sur le système d'action	Modification des pratiques des aménageurs par l'utilisation du package	Pas de modification des pratiques des aménageurs puisque le package n'est pas utilisé. Mais localement quelques individus se parlent plus entre services des infrastructures et services biodiversité.
	Renforcement d'autres outils existants	Contribution des données issues de CarNET-B à d'autres outils de connaissance et d'action (ZNIEFF, ENS, TVB...)
Renforcement stratégique des AE	Renforcement des acteurs de la connaissance	Amélioration des ressources et compétences de ces acteurs Contribution à la structuration du réseau régional en parallèle d'autres projets
	Renforcement des AE plus généralement	Pour l'instant non observé, seules quelques associations se sont saisies de ces données pour du porter à connaissance ou des propositions de zonages d'action. Renforcement du positionnement et de la capacité d'expertise et de propositions d'actions des AE internes aux DREAL concernées

Cette étude de cas est l'histoire d'une tentative d'institutionnalisation qui a échoué. Les concepteurs initiaux du projet avaient pour objectif affiché l'apport d'informations sur la biodiversité, plus fiables que celles existantes, en amont des projets d'aménagement d'infrastructures routières via la constitution d'un outil cartographique. Le résultat du projet n'est aujourd'hui pas à la hauteur de cet objectif. Les utilisateurs, les financeurs et une partie des concepteurs de l'outil CarNET-B ne sont aujourd'hui pas convaincus par l'utilité du package pour récupérer des informations fiables en amont

des procédures d'aménagement. Le package n'a pas réussi à négocier son entrée dans le collectif (Latour 1986).

L'abandon du projet est multifactoriel. D'une part cet échec est lié au contexte. En quelques années les crédits du ministère ont fortement baissé et les projets d'aménagements routiers à l'échelle nationale ont beaucoup diminué. Le package proposé n'est pas dimensionné pour les projets au regard desquels il est évalué aujourd'hui. D'autre part nous avons montré que l'identification des utilisateurs et leurs besoins initiaux n'ont pas été suffisamment considérés dès le départ. P. Rabardel (1995) montre ainsi que l'arrivée d'un nouvel outil change l'activité de l'utilisateur. Il est donc essentiel de comprendre les besoins des utilisateurs et la manière dont l'outil peut y répondre et changer les activités de ces utilisateurs. P. Rabardel a ainsi souligné le fait que l'artefact (ce que l'on désigne souvent par l'« outil » et ici le « package ») ne constitue pas la totalité de l'instrument. Pour qu'il y ait instrument, il faut des constructions et des schèmes d'utilisation qui organisent l'action (ce que nous avons appelé des « logiques d'actions » dans la section 3.3). Alors l'appropriation de l'outil entraîne un changement de l'activité chez l'utilisateur, c'est-à-dire un apprentissage vers la résolution ultérieure de problèmes ou une production autonome.

De ce cas, outre le raisonnement en termes d'intérêt environnemental de l'outil, a émergé le constat de la nécessité d'une analyse approfondie des besoins des utilisateurs de l'outil, futurs alliés qu'il va falloir convaincre, à croiser avec une analyse stratégique de l'action en faveur de l'environnement. Dans ce cas d'étude, les limites des informations existantes initialement ont été peu explorées avant de lancer le projet : pourquoi n'étaient-elles pas considérées comme suffisamment fiables ? Qu'est ce qu'une information fiable pour les aménageurs ? De quelles informations ont-ils besoin dans les phases amont des projets ? Est ce que ce besoin est différent entre les échelles nationales et régionales ? L'analyse des besoins et de la chaîne opératoire ont été insuffisants. L'outil repose sur un diagnostic des limites qui n'a pas permis de cibler directement les points d'entrée les plus efficaces pour améliorer cette chaîne opératoire. Il en résulte des incompréhensions sur l'utilité réelle du projet : « *Est-ce qu'on a vraiment besoin d'un outil pour une fois tous les quinze ans ?* » (entretien, administration territoriale en charge des infrastructures de transports).

Nous commençons à nous apercevoir que les acteurs confèrent parfois trop de potentialités aux outils, ayant parfois un raisonnement rationnel avec lequel il suffirait d'avoir un outil pour que la connexion entre connaissances et actions en faveur de la biodiversité se fasse automatiquement. Ce qui confirme une de nos thèses principales : si les AE veulent agir efficacement avec les indicateurs de biodiversité, il est nécessaire à la fois d'analyser les contraintes organisationnelles dans le cadre desquels ils sont construits et d'orienter la réflexion sur les possibilités de faire bouger les lignes de l'organisation à partir des indicateurs.

Chapitre 5 : L'Indice de Biodiversité Potentielle

Une arme stratégique pour intégrer la préservation de la biodiversité dans la gestion forestière

Lors des entretiens préliminaires pour identifier des cas d'études, un indicateur est régulièrement revenu dans le discours des personnes rencontrées : l'Indice de Biodiversité Potentielle (IBP). Cet outil était connu de tous les acteurs rencontrés et avait contribué à des débats animés entre les acteurs. Pourquoi un simple indicateur a-t-il pu susciter autant de débats ? Que se cache-t-il derrière cet indicateur dont peu remettent en question le contenu technique mais beaucoup s'interrogent sur l'intérêt à l'utiliser ? Cet indicateur semblait un cas d'étude parfait pour étudier les stratégies à l'œuvre derrière les indicateurs, mêlant les débats techniques, organisationnels et politiques. Au cours de notre étude, nous avons rapidement constaté que l'IBP est un outil qui a mobilisé quasiment l'ensemble du monde forestier dans des controverses, chacun prenant partie pour ou contre l'utilisation de l'outil : « *L'IBP a donné lieu à des batailles homériques ! Mais ce n'est pas très étonnant, ça fait partie du monde réel ce type de batailles* » (entretien, chercheur). Remarquant ces attaques et blocages mais aussi le fait que certains acteurs ont fortement soutenu l'outil, nous avons rapidement fait l'hypothèse que les débats sur cet outil reposaient autant sur des luttes de pouvoir que sur des questions techniques.

Dans ce chapitre, nous présentons tout d'abord l'IBP, et sa conception (section 1). Ensuite, nous nous concentrons sur l'intérêt environnemental de l'IBP : qu'apporte et que peut apporter l'IBP à la préservation de la biodiversité et aux acteurs souhaitant la préserver ? Enfin, nous replaçons cette analyse de IBP dans le contexte plus large de la gestion forestière française (section 3). Notre analyse stratégique de l'IBP permet d'interroger les potentialités d'un indicateur à contribuer à la modification d'un système difficile à faire bouger, tel que la gestion forestière privée. Nous montrons que l'outil n'a pas été réellement utilisé pour changer le système de gestion à l'œuvre, mais a plutôt permis de consolider les avancées sur la biodiversité tout en préparant d'autres évolutions futures. En particulier, l'IBP a contribué à renforcer les acteurs d'environnement internes au secteur forestier, qui ont envie d'améliorer la prise en compte de la préservation de la biodiversité. Nous avons souhaité sortir d'une vision uniquement technique des indicateurs, où un indicateur serait accepté ou rejeté uniquement en fonction de ses caractéristiques intrinsèques. Le système d'action dans lequel il s'inscrit est

fondamental pour comprendre le succès ou l'échec d'un indicateur. Nous verrons enfin comment l'IBP s'est progressivement autonomisé des intentions de départ de ses concepteurs et s'est retrouvé pris dans des jeux stratégiques, modifiant et consolidant le système d'action cran par cran jusqu'à ce que ce que certains acteurs s'opposent à plus de modifications du système d'action.

1 Mobilisations et controverses autour d'un indicateur

1.1 Un outil simple et rapide : 10 facteurs clés, un graphe radar et une note

L'IBP est un indice synthétique permettant d'estimer simplement et rapidement la biodiversité taxonomique potentielle présente dans un peuplement forestier, c'est-à-dire sa capacité d'accueil en espèces et en communautés, et sans préjuger de la biodiversité réellement présente (Larrieu, Gonin, 2008). Il prend en compte dix facteurs parmi ceux qui sont habituellement reconnus comme les plus favorables à la diversité interne des peuplements forestiers : composition spécifique et structuration du peuplement, maturité et offre en micro-habitats liés aux arbres, présence d'habitats associés à la forêt, continuité de l'état boisé... Parmi ceux-ci sept facteurs sont directement dépendants du peuplement et de la gestion, et trois autres facteurs sont plutôt liés au contexte. Une valeur de 0, 2 ou 5 est attribuée à chacun des facteurs selon une échelle de valeurs seuils (Larrieu, Gonin, 2008). L'IBP peut être représentée sous forme d'un graphique « radar » (annexe 4).

Un parcours du peuplement permet de relever les éléments nécessaires à la détermination du score. Plusieurs méthodes de relevé ont été testées dès 2009, débouchant sur la rédaction d'un premier document méthodologique (CRPF Midi-Pyrénées, IDF, 2009 ; Larrieu, Gonin, 2010) et sur des présentations standardisées des résultats au travers de graphiques et de documents cartographiques diffusés sur le site internet de la Forêt Privée Française⁴⁴. L'outil est aussi accompagné de nombreux outils pour faciliter sa réalisation et son interprétation, ainsi que pour centraliser les données existantes : un guide méthodologique (Gonin, Larrieu, 2013), un document d'interprétation des facteurs avec les références bibliographiques correspondantes (Emberger et al., 2013), un document « *foire aux questions* » (Larrieu, Gonin, 2014), ainsi que des publications dans des revues forestières (Larrieu, Gonin, 2010, 2008). Un fichier Excel® a été mis à disposition des utilisateurs pour archiver les données et automatiser la réalisation des graphiques. Parallèlement, une base de données plus élaborée a été créée pour traiter les données issues de la méthode par échantillonnage suivie à l'INRA (entretiens). Depuis 2013, une base de données accessible en ligne et ne nécessitant pas de logiciel spécifique est en cours d'élaboration à l'INRA pour remplacer les deux bases précédentes et permettre

44 Tableur disponible sur le site internet www.foretpriveefrancaise.com

des analyses à une échelle plus large (Gonin et al., 2014).

1.2 10 années de développement et de diffusion de l'IBP dans le monde forestier

Le programme de développement de l'IBP est actuellement coordonné par ses deux concepteurs L. Larrieu et P. Gonin. Le premier est membre du CRPF midi-Pyrénées et a été en détachement quelques années à l'INRA dans le laboratoire Dynafor, tandis que le second appartient à l'Institut pour le développement forestier (IDF), organisme de recherche et diffusion des connaissances rattaché au Centre National de la Propriété Forestière (CNPF). Outre ces deux personnes, un ensemble d'acteurs d'organismes variés (CRPF, INRA, IRSTEA, WWF, ...) ont contribué au développement de l'outil. Parce que ces acteurs financent l'outil ou parce qu'ils travaillent directement ou indirectement sur l'IBP, l'ensemble de ce réseau a contribué à l'amélioration technique de l'outil. Décrivons maintenant la trajectoire suivie par l'outil, depuis sa conception jusqu'à sa diffusion à l'ensemble du monde forestier.

1.2.1 Une longue maturation technique (2004-2008)

L'IBP est issu de la convergence au début des années 2000 des travaux de deux spécialistes qui avaient besoin d'outils simples pour évaluer la biodiversité en milieu forestier et transférer des connaissances scientifiques aux gestionnaires forestiers. Par la suite, l'objectif d'en faire un outil valide au niveau scientifique a impliqué un travail sur les seuils de notation, à partir notamment d'un travail initial dans les Pyrénées et de la bibliographie scientifique française comme internationale. Après quatre années de maturation, la première publication officielle de l'IBP a lieu en 2008 (Larrieu, Gonin, 2008). À l'heure actuelle, ses concepteurs continuent à faire évoluer l'outil pour prendre en compte les avancées scientifiques et méthodologiques (version 2.7 en avril 2015⁴⁵). Ces évolutions concernent essentiellement les seuils, la lisibilité et la définition des critères. L'aspect général de l'IBP est resté le même.

1.2.2 Une diffusion progressive et politique de l'outil (2009-2014)

À partir de 2008, l'outil a commencé à être diffusé auprès d'un public plus large. Nous présentons ici quelques éléments marquants de ces cinq années de diffusion, éléments qui seront utiles par la suite pour l'analyse stratégique.

Poursuite des travaux de recherche et développement de l'outil

Un programme de recherche-développement a été monté pour parfaire techniquement l'outil et continuer à l'adapter aux besoins des utilisateurs. Ce programme est financé par le ministère de

45 <http://www.foretpriveefrancaise.com/ibp/>

l'écologie et mis en œuvre par une petite équipe au sein de l'IDF et de l'INRA, appuyée par quelques partenaires. L'implication d'un laboratoire de l'INRA a permis de continuer à approfondir l'impact de certains facteurs de l'IBP sur la biodiversité, comme les micro-habitats, les « très gros bois », le bois mort au sol, le bois mort sur pied ou encore la continuité de l'état boisé. Ces travaux de recherche permettent à la fois un travail spécifique sur la biodiversité forestière, alimentant des publications scientifiques, et l'amélioration des seuils de l'IBP en confrontant des diagnostics IBP avec des données taxonomiques. Des travaux sur le domaine d'application de l'IBP ont aussi été menés, avec par exemple une déclinaison pour le milieu méditerranéen (Gonin et al., 2012), et des tests pour l'instant peu concluants pour développer l'outil à l'échelle des peuplements (Mani, 2011). Au total, d'après Gonin et al. (2012), pour les besoins du développement de l'outil, l'IBP a été évalué sur plus d'un millier de parcelles dans différents milieux forestiers. Cette large diffusion a en parallèle permis un retour des utilisateurs et a contribué à l'amélioration de l'outil.

Formation des forestiers et diffusion auprès de la communauté des gestionnaires forestiers et propriétaires

Dès 2008, des formations à l'IBP ou incluant l'IBP parmi d'autres thématiques ont été organisées. Depuis l'origine, plus de 600 personnes ont suivi l'une des 43 formations réparties sur l'ensemble de la France (Gonin et al., 2014). Des documents techniques et des articles ont ainsi été rédigés spécifiquement pour les propriétaires, en particulier dans les bulletins d'information des CRPF. L'IBP a également été présenté lors de réunions de vulgarisation organisées par les CRPF, les Centres d'études techniques et économiques forestières ou les syndicats de propriétaires. Il a aussi été inclus dans des formations à la gestion forestières (FOGEFOR) pour les propriétaires forestiers. 11 publications sur le diagnostic IBP et 11 autres sur les facteurs de l'IBP ont été réalisées depuis 2008 (recensement d'après Gonin et al., 2014). Elles ont visé un public varié, depuis les professionnels de la forêt avec des revues comme « *Forêt Entreprise* » jusqu'aux scientifiques dans « *Ecological Indicators* » (Bouget et al., 2014). Sur le plan scientifique, la diffusion de l'IBP se poursuit à l'international par sa présentation lors de séminaires et de colloques⁴⁶. L'IBP est aussi utilisé dans l'enseignement forestier, notamment un programme d'enseignement dans les lycées agricoles (appel à projets BiodiFor⁴⁷). Enfin, des stages d'étudiants ont été réalisés (Gonin et al., 2014).

En 2012, dans le cadre d'un des appels à projets de la Stratégie nationale pour la biodiversité, intitulé « *Prise en compte de la biodiversité dans les stratégies locales de développement forestier* », l'IBP a été l'un des outils les plus proposés dans les projets soumis, ce qui témoigne de sa diffusion dans le milieu forestier. Ainsi sur les 25 projets retenus dans l'appel à projet, 12 incluent un volet IBP sous des

46 Congrès Forestier mondial en 2009 en Argentine, 2^{ème} conférence de l'IUFRO sur la biodiversité des écosystèmes forestiers en Irlande en 2012, etc.

47 http://biodifor.fr/documents/DGPA.ATN20123018_cle024478-1.pdf

formes variées : diagnostic pour la gestion, sensibilisation et formation des propriétaires, suivi de la biodiversité à l'échelle territoriale, diagnostic écologique dans les suivis informatisés des coupes de bois, mise en place de trames de vieux bois... (Gonin, Larrieu, 2014).

Mobilisation du reste du monde forestier : soutiens et critiques de l'IBP

Dès 2009, un comité de pilotage a été mis en place dans lequel sont invités à participer des chercheurs (IRSTEA, INRA...), des représentants des deux ministères associés (ministère de l'écologie et ministère de l'agriculture et de la forêt), des représentants de la fédération nationale des communes forestières (FNCoFor), de la fédération des forestiers privés (FPF), des associations de protection de la nature (FNE, WWF...). Par ailleurs, des contacts informels en dehors du comité de pilotage et des tentatives pour structurer le réseau des différents utilisateurs, existent à l'échelle nationale mais aussi plus localement.

En parallèle du développement de l'outil et de la mise en place de ce comité de pilotage, un certain nombre d'acteurs ont pris des positions institutionnelles ou formalisées à propos de l'IBP. La fédération nationale des syndicats de Forestiers Privés de France (FPF) a très rapidement soutenu et porté l'IBP. Le ministère de l'écologie a financé le programme de développement et de diffusion de l'IBP, et inscrit le développement de l'outil dans les engagements de l'État pour la Stratégie Nationale pour la Biodiversité, dans l'objectif de « *développer et soutenir la mise en œuvre des actions prenant en compte la biodiversité dans les chartes de territoire, puis étendre la couverture géographique du territoire par ces chartes et finaliser d'ici début 2012 l'outil « indice de la biodiversité potentielle forestière » en vue de sa généralisation progressive.* » (engagements de l'État mai 2011).

L'ONF a été parmi les premiers organismes à intervenir face au succès grandissant de l'outil, via la publication d'un article dans sa revue « *Rendez-vous Techniques* » en 2011. L'article conclut, sans remettre en question ses qualités pratiques (pédagogie et sensibilisation), qu'il n'est pas pertinent pour les forestiers de l'ONF d'utiliser l'indice : « *Si pratique et sérieux soit-il, l'IBP convient mal au suivi de nos engagements pour la biodiversité. [...] L'instruction « biodiversité » de l'ONF va bien au-delà des variables de l'IBP [...]. Il n'est donc pas opportun d'utiliser l'IBP à grande échelle dans le cadre de la gestion courante, en forêt domaniale ou dans les forêts des collectivités, sauf dans un but purement pédagogique de sensibilisation aux aspects de la biodiversité liés à la naturalité dans les seuls espaces où cet objectif est recherché (RBI, îlots de sénescence, zones en libre évolution).* » (Boulanger et al., 2011).

Face à la volonté des élus et à la diffusion de l'outil auprès des forestiers, la fédération nationale des communes forestières s'est aussi interrogée sur l'opportunité d'utiliser l'IBP en forêt communale. Elle a décidé avec le soutien du Ministère en charge de l'écologie et de l'ONF de recueillir les expériences acquises sur l'IBP pour pouvoir se positionner et définir son utilisation future en forêt

communale. La conclusion de ce recueil d'expérience est que l'outil peut être utilisé comme outil de communication pour expliquer aux élus concrètement les choix de gestion sur le terrain, comme outil de sensibilisation auprès du grand public, mais qu'en revanche son utilisation comme outil de suivi n'est pas pertinente (Fédération nationale des communes forestières, 2012).

Enfin, d'autres acteurs se sont aussi positionnés sur l'opportunité d'utiliser l'outil mais de manière moins officielle. Nous découvrirons au fur et à mesure de notre analyse stratégique l'ensemble des positions des autres acteurs rencontrés au cours des entretiens, et les raisons de ces différents positionnements (cf. section 3).

Conclusion de la section 1

Actuellement l'outil a donc atteint une forme relativement stabilisée et semble s'être diffusé dans l'ensemble du monde forestier et de la biodiversité. C'est un outil simple, adossé à de la bibliographie scientifique, compréhensible et utilisable par des gestionnaires. Pourtant, malgré la reconnaissance de ses qualités pédagogiques et pratiques, il est encore la source de nombreuses critiques, notamment sur son utilisation pour la gestion forestière. Ces critiques sont-elles dues uniquement au contenu technique de l'outil ou aux messages qu'il peut véhiculer ? Dans une perspective environnementale, nous étudierons aussi sa contribution à l'évolution des pratiques gestionnaires (section 2), avant d'interpréter ces débats autour de l'outil à l'aide d'une analyse stratégique (section 3).

2 Intérêt environnemental de l'IBP : comment passer de la sensibilisation à la préservation de la biodiversité ?

Il est difficile de mesurer directement l'impact de l'IBP sur l'état de l'objet écologique concerné, c'est-à-dire la biodiversité forestière. Il a été mis en œuvre sur quelques parcelles, sans regarder réellement les changements de pratiques de gestion ni de l'état de la biodiversité. Pour évaluer la contribution de l'IBP à une meilleure prise en charge de la biodiversité en milieu forestier nous examinerons quels sont les effets de cet indicateur sur le système d'action (amélioration des connaissances, amélioration du positionnement des acteurs porteurs d'enjeux environnementaux...). Nous avons donc choisi de nous interroger sur les différents effets de l'IBP à partir de quatre dimensions : l'intérêt environnemental de l'IBP en termes de (1) connaissances, (2) de mise à l'agenda ou de maintien d'une thématique, (3) de modification des pratiques de gestion et enfin (4) de renforcement des AE.

2.1 Intérêt de l'IBP pour la connaissance

L'IBP n'a pas été directement formulé avec une volonté de répondre exclusivement à des problématiques scientifiques, il souffre donc d'un manque de précision et de représentativité pour répondre à celles-ci. Peu de scientifiques se sont impliqués directement dans l'outil, hormis les quelques chercheurs qui ont participé à la relecture des différents articles produits, aux discussions techniques au moment de la conception de l'outil et aux comités de pilotage. Toutefois, nous allons voir que l'indicateur a d'autres intérêts potentiels sur le plan scientifique.

2.1.1 L'IBP comme synthèse des connaissances existantes sur la biodiversité forestière

Après une période de déclin dans les années 80-90, l'écologie des communautés au service de la conservation de la biodiversité en milieu forestier s'est relancée dans les années 90 (entretiens), et un peu mieux structurée dans les années 90 avec notamment la création du GIP Ecofor. Cet organisme est chargé de l'animation de l'appel à projet « Biodiversité et Gestion Forestière » (BGF), qui a permis une forte avancée scientifique sur ces questions de biodiversité forestière (Gosselin, Laroussinie, 2004), et d'indicateurs de biodiversité (Nivet et al., 2012). Depuis 2008, il existe aussi un projet appelé « *gestion forestière, naturalité et biodiversité* » (programme GNB), mené en partenariat entre l'ONF, l'IRSTEA et Réserves naturelles de France (RNF) dans l'objectif de quantifier la réponse de la biodiversité à l'arrêt de l'exploitation forestière, c'est-à-dire l'effet de la mise en réserve. Plus généralement, depuis les années 90, les travaux scientifiques sur le lien entre biodiversité et gestion forestière se sont multipliés, permettant des avancées considérables sur certains concepts comme la naturalité, le bois mort, ou les micro-habitats. Toutefois, au moment de l'émergence de l'IBP, certains acteurs estiment avoir des difficultés à traduire ces travaux scientifiques en recommandations concrètes de gestion.

En parallèle, dans les organismes de gestion forestière, jusqu'à récemment peu de place était accordé au développement de connaissances scientifiques sur le lien entre aménagement forestier et préservation de la biodiversité. Par exemple, à la direction de l'ONF, la création d'un poste dédié aux questions d'écologie dans le département recherche et développement date seulement de 2010. Dans l'enseignement forestier ces questions sont arrivées à partir de la phytosociologie et de la pédagogie dans les années 80 mais l'approche en termes d'écologie des communautés forestière est en cours de développement (Chauvin, Piroche, 2004).

La construction de l'IBP a été l'occasion pour ses concepteurs d'interroger la littérature existante sur la biodiversité en milieu forestier et de rencontrer la plupart des scientifiques de ce domaine. L'IBP constitue une forme de synthèse des connaissances existantes, principalement des facteurs indirects pouvant influencer l'état de la biodiversité (Emberger et al., 2013). Bien qu'il n'y ait pas eu d'études préalables du lien entre la biodiversité réellement présente dans une parcelle et la

valeur de l'IBP, cet indicateur repose sur un contenu relativement solide se référant aux publications existantes sur les différents facteurs analysés (Larrieu, Gonin, 2008). En revanche, des compromis ont dû être faits entre les connaissances existantes et les techniques de mesures qui devaient être simples et accessibles au plus grand nombre (entretiens). La qualité du sol n'a ainsi jamais été incluse, considérée comme trop compliquée à mesurer. Par rapport aux connaissances disponibles, l'outil a aussi été adapté aux enjeux français. Ainsi, les seuils choisis ne sont pas contraignants sur le niveau de biodiversité maximal mais ils permettent de décrire la plus grande gamme de biodiversité présente en France tout en restant dans le cadre de forêts gérées. Une forêt exploitée peut atteindre la note maximale :

« On essaye de voir comment l'outil peut aider le gestionnaire à mieux prendre en compte la biodiversité, tout en faisant de la gestion forestière » (entretien, organisme technique, forêt privée).

« On a essayé de trouver quelque chose qui nous semblait un peu équilibré dans les demandes, c'est-à-dire que les espèces exotiques sont exclues du premier facteur mais pas des autres. Alors que certains scientifiques nous disaient qu'il faudrait les exclure pour tous les facteurs. » (entretien, organisme technique, forêt privée).

« On essaye de trouver un équilibre entre ce qui est scientifiquement étayé et ce qui peut être utilisable dans la gestion sans trop se brider sur ce que ça peut impliquer pour la gestion. » (entretien, organisme technique, forêt privée).

Pour conclure, l'outil confère aux gestionnaires forestiers une synthèse des connaissances scientifiques sur la biodiversité. Cette synthèse des connaissances disponibles est un compromis entre des questions de pertinence scientifique mais aussi de faisabilité (l'IBP doit être facilement mesurable même pour des non spécialistes) et d'acceptabilité.

2.1.2 L'IBP pour formuler de nouvelles questions de recherche

Le développement de l'IBP a été l'occasion de bénéficier d'un poste d'interface en recherche et développement à l'INRA pour amener aux scientifiques des questions que se posent les gestionnaires et inversement⁴⁸. L'IBP a permis d'engager des travaux approfondis principalement sur cinq des critères : le bois mort, la dendrologie, les micro-habitats, les très gros bois, la continuité de l'état boisé. En retour, ces projet de recherche ont aussi permis d'alimenter les seuils pris en compte dans l'IBP. Par exemple, les écologues de cette équipe se sont intéressés à la définition et aux caractéristiques d'un micro-habitat et au lien entre ces micro-habitats et les pratiques de gestion forestières (Larrieu et al., 2012, 2014 ; Larrieu, Cabanettes, 2012), et entre ces micro-habitats et la biodiversité réellement présente (Bouget et al., 2014). D'autres questions de recherche émergent encore aujourd'hui, des questions que se posaient parfois les écologues mais à d'autres échelles ou dans d'autres milieux, ou

48 <http://www.cfpa.inra.fr/Collaborations/Postes-d-interface-R-D>

sur l'influence des facteurs autres que l'exploitation forestière comme les conditions géographiques (sol, climat...).

2.1.3 L'IBP n'est pas adapté pour suivre l'état de la biodiversité à large échelle

Certains acteurs essayent de promouvoir le développement de l'outil IBP pour suivre l'état de la biodiversité forestière à grande échelle. L'outil est-il scientifiquement pertinent pour une telle utilisation ?

Tout d'abord, les travaux sont encore en cours pour analyser la correspondance entre l'IBP et la biodiversité réelle : si l'IBP augmente est-ce que la biodiversité augmente dans la parcelle ? Tous s'accordent à dire que la corrélation n'est pas évidente. L'IBP n'est pas une prédiction de la biodiversité réelle, mais un estimateur d'une capacité d'accueil potentielle. Pour l'instant, la corrélation a été montrée entre certains taxons et certains paramètres de l'IBP. De plus, pour utiliser l'IBP afin de suivre l'état de la biodiversité en France, il faut que l'indicateur soit pertinent à cette échelle, donc agrégé. Or il est difficile d'avoir une valeur moyenne ou une notation agrégée qui soit représentative d'une réalité. À partir de l'IBP, pour que la biodiversité soit jugée dans un bon état à l'échelle d'un peuplement ou d'une région, il n'est pas nécessaire d'avoir exactement les mêmes facteurs partout : *« C'est un indice qui aurait tendance à rechercher tout partout, alors qu'on pourrait accepter que la forêt ne soit pas optimale pour tout partout. »* (entretien, chercheur). Pour l'instant la solution trouvée par les concepteurs est de juxtaposer les IBP réalisés, il n'y a pas de solution pour représenter ce qui se dégage à d'autres échelles (entretiens).

Sur le plan technique l'IBP souffre aussi de relevés réalisés au gré des opportunités par des gestionnaires volontaires et des projets de recherche, c'est-à-dire sans réel plan d'échantillonnage. Un suivi de l'IBP pourrait pourtant être réalisé de manière un peu standardisée et sur l'ensemble du territoire en faisant appel à l'Institut géographique national (IGN), comme cela l'a été discuté mais pas encore concrétisé. Toutefois sur le plan organisationnel de nombreuses difficultés subsistent. A l'IGN et plus particulièrement dans le service en charge de l'Inventaire forestier national (IFN), il existe déjà un outil de suivi de l'état des forêts françaises, réalisé par des agents de terrains avec un protocole standardisé. Certaines informations nécessaires à l'IBP sont déjà récoltées comme la dendrologie ou les essences. D'autres ne sont pas encore incluses dans le protocole, comme les micro-habitats. Pour renseigner l'IBP il est nécessaire de noter un certain nombre d'événements rares qui demandent de regarder une grande surface pour éviter les biais. Or les placettes pour l'IFN sont réalisées sur de très petites surfaces, cela suppose donc que l'agent aille prospecter plus loin (entretiens). Augmenter la taille des placettes demande de changer les pratiques et coûte plus cher, les difficultés sont donc autant techniques qu'organisationnelles.

Comparer différents IBP entre eux implique aussi que l'effet lié à l'observateur qui les a réalisés ne soit pas trop important. Or des études menées par L. Larrieu et F. Gosselin ont montré que cet effet observateur était non négligeable pour l'IBP (Larrieu et Gosselin, en préparation). Avec un effet observateur d'un tel niveau, il semble actuellement impossible que l'Inventaire Forestier National choisisse de généraliser le protocole (entretien, chercheur).

De manière générale, pour l'instant l'IBP n'est pas adapté à un suivi scientifique de la biodiversité à l'échelle nationale. Et il n'est pas sûr que ce soit politiquement envisageable (section 3).

2.1.4 L'IBP comme source d'innovation méthodologique

L'IBP peut être utilisé (et a déjà été utilisé) de manière rapide pour choisir les emplacements de sites d'études de la biodiversité, en fonction des différentes valeurs de l'IBP, par exemple pour placer des pièges à insectes saproxyliques (Mériguet et al., 2010). L'IBP peut donc être utilisé au préalable d'autres études scientifiques, comme outil d'identification préalable de sites potentiellement pertinents en terme de biodiversité et dont la biodiversité réelle peut ensuite être testée par d'autres méthodes.

Les questions méthodologiques associées au développement de l'IBP à partir d'une base de données très hétérogènes car construite au gré des opportunités ont aussi contribué à souligner la faiblesse des bases de suivi existantes sur l'état de la biodiversité forestière, souvent limitée aux facteurs indirects influençant la biodiversité (indicateurs de gestion durable des forêts, indicateurs de l'ONB...). Les débats sur l'IBP et sa potentielle utilisation à l'échelle nationale ont contribué à la prise de conscience par les différents ministères de la faiblesse des données disponibles. C'est dans ce contexte que s'est lancé le projet Passifor, pour réfléchir à ce suivi à différentes échelles puis ensuite proposer un système de suivi national (projet PassiFor).

Enfin, à l'INRA, les travaux sur l'IBP ont aussi permis de déboucher sur des questionnements méthodologiques en terme de télédétection pour suivre la biodiversité en forêt et sur le lancement probable d'une thèse à ce sujet (entretien, chercheur). L'objectif serait d'avoir des classes de valeur de l'IBP, et d'en faire des cartes assez générales. Elles ne seraient peut-être pas utiles pour le gestionnaire d'une parcelle mais elles pourraient intéresser des gestionnaires à d'autres échelles, comme l'État ou les CRPF.

Conclusion section 2.1

L'intérêt de cet outil sur le plan scientifique est relatif. Il a permis de soulever quelques questions de recherche, d'intéresser certains écologues à la gestion forestière et d'imaginer certaines innovations techniques. L'outil a permis de souligner l'absence de suivi scientifique précis de l'état de la biodiversité à l'échelle nationale. Par contre, pour leurs études, les scientifiques utilisent plutôt

d'autres outils de suivi : plus précis, standardisés, avec des plans d'échantillonnages rigoureux et dynamiques (protocole de suivi dendrométrique des réserves forestières, suivis IFN, réseau RENECOFOR...). Ils sont conscients des limites de leurs propres outils, qu'ils espèrent en partie combler avec le projet Passifor. En revanche, nous allons maintenant voir que l'outil apporte des connaissances aux acteurs utilisant l'IBP dans leur parcelle : des connaissances générales sur la biodiversité via la notion de « biodiversité potentielle » (section 2.2) et des connaissances plus spécifiques sur les facteurs influençant l'état de la biodiversité (section 2.3).

2.2 Intérêt pour la concrétisation d'un objet d'attention chez les forestiers privés : la biodiversité potentielle

De nombreux auteurs ont travaillé sur la dynamique de construction des problèmes publics (Lascoumes, Le Galès, 2012). Certains ont analysé la place des indicateurs dans cette construction, et leur institutionnalisation (Bouleau, 2007). B. Bernard (2007) met aussi en exergue la force de problématisation inhérente aux outils de gestion que sont les indicateurs forestiers : *« Les problèmes de gestion, dans un premier temps refusés, diminués ou relativisés, sont traités avec plus de diligence en même temps qu'apparaissent les indicateurs correspondants. La régénération, la multifonctionnalité et la biodiversité sont ainsi des dimensions de la gestion forestière qui sont prises en considération : ces problèmes existent et il faut dès lors y remédier. »*. L'IBP a-t-il permis l'émergence d'une nouvelle dimension de la gestion forestière, permettant ainsi une meilleure prise en considération de la biodiversité ?

2.2.1 Objet écologique concerné : l'ensemble de la biodiversité forestière, vue à travers ses habitats

La stratégie des concepteurs et promoteurs de l'IBP était de construire et de concrétiser un objet d'attention pour les gestionnaires forestiers : sortir d'une approche ancrée sur les espèces menacées qui a déjà été bien développée (ZNIEFF, Natura 2000, PNA...) et proposer un outil pour sensibiliser les forestiers à l'ensemble de la biodiversité, y compris la biodiversité ordinaire, mais aussi aux habitats des espèces forestières (bois mort, micro-habitats, mares...). Les concepteurs ont choisi d'appeler cette biodiversité la « *biodiversité potentielle* » d'une forêt.

Depuis des dizaines d'années, les forestiers s'intéressent à la biodiversité en termes de flore et d'essences forestières, avec notamment des relevés phyto-écologiques. Mais ce n'est pas suffisant pour connaître toute la biodiversité forestière (entretien chercheur). À partir du début des années 2000, quelques écologues spécialisés en entomologie ont commencé à conduire des recherches sur le bois mort (Bouget, 2007 ; Brin, 2008), rapidement suivis par la communauté scientifique. Au lancement de l'IBP, les thématiques liées à cette approche par les habitats forestiers existaient donc déjà dans les

milieux scientifiques ou de la conservation de la nature, mais l'IBP a permis un transfert de cette thématique vers d'autres acteurs, en particulier les gestionnaires forestiers. En effet, avant la fin des années 2000, le bois mort était essentiellement considéré comme un défaut de gestion, peu esthétique, pas rentable économiquement ou encore comme un risque sanitaire. D'après P. Deuffic (2010), seuls les « *forestiers environnementalistes* » et les « *naturalistes* » considéraient le bois mort comme une partie intégrante d'un écosystème. Dans l'enquête rapide de perception de la biodiversité après une formation à l'IBP, les forestiers indiquent avoir changé leur regard sur le bois mort. À plus grande échelle, il est difficile de savoir si la polémique autour de l'IBP a modifié le regard des forestiers sur le bois mort.

2.2.2 *Une contribution à la mise à l'agenda d'une thématique déjà bien amorcée*

En termes de pratiques de gestion, de plus en plus d'îlots de vieux bois et de bois sénescents sont mis en place, ainsi que des trames vertes intra-forestières constituées de bois mort. Il existe des instructions sur la prise en compte des habitats forestiers dans les forêts publiques (instruction sur la conservation de la biodiversité dans la gestion courante du 29 octobre 2009) ainsi que des formations à la thématique des habitats hébergeant la biodiversité. Toutefois cette évolution des manières d'appréhender la biodiversité forestière n'est pas due uniquement au déploiement de l'IBP mais aussi à des débats à l'échelle nationale (TVB, Grenelle...) et à de nombreuses initiatives locales indépendantes de l'IBP. Déjà en 2007, donc avant la publication de l'IBP, B. Bernard constatait un changement de regard des forestiers sur le bois mort :

« Jusqu'il y a peu, laisser un arbre mort en forêt était encore considéré comme une preuve de désordre et une faute professionnelle alors qu'aujourd'hui il s'agit d'une pratique légitime aux vertus reconnues. D'un problème considéré comme une cause de rupture avec le PNR, les forestiers ont requalifié ce problème pour en faire un moyen de dialogue en reformulant certaines de leurs méthodes. » (Bernard 2007).

Dans les indicateurs de gestion durable (IFN, 2001, 2010), le « *volume de bois mort* » est un indicateur qui existe depuis 1995, même si au départ il était plutôt interprété comme un signe de mauvais entretien de la forêt. Aujourd'hui cette thématique est clairement associée à celle de la biodiversité. L'indicateur a évolué pour prendre en compte à la fois le bois mort sur pied et au sol. Enfin, l'instruction sur la biodiversité de l'ONF, qui concerne en partie le bois mort date de 2009 donc à peu près de la publication de l'IBP. La thématique du bois mort était donc déjà inscrite à l'agenda politique forestier. L'IBP a contribué à sa diffusion auprès des gestionnaires forestiers, en particulier en expliquant l'intérêt de celle-ci en lien avec la problématique de la biodiversité (entretiens).

À l'heure actuelle, même si le débat sur l'IBP s'est un peu estompé, la tension sur la thématique du bois mort est encore bien présente. Par exemple dans le groupe de travail sur les indicateurs

forestiers de l'Observatoire National de la Biodiversité en 2012-2013, les discussions ont été vives sur le choix d'un indicateur représentant les habitats forestiers. Elles étaient centrées sur le volume de bois mort, indicateur souhaité par beaucoup d'associations et rejeté avec force par certains forestiers, notamment pour des questions de message politique porté par un tel indicateur (cf. chapitre 8).

Pour conclure, l'IBP a contribué à la mise à l'agenda de la thématique de la biodiversité potentielle comme de la biodiversité vue par ses habitats, cristallisée à travers l'exemple du bois mort. S'il a permis de faire changer le regard de certains gestionnaires, tous les gestionnaires n'ont pas encore changé leurs pratiques et le bois mort est encore perçu négativement (entretiens).

2.2.3 Plus qu'une mise à l'agenda, un « maintien à l'agenda »

Plus qu'un indicateur qui sert à mettre à l'agenda une nouvelle thématique, l'IBP est surtout utilisé par les acteurs d'environnement pour maintenir à l'agenda les questions de biodiversité forestière. Par exemple, les PNR ont souvent utilisé l'IBP pour répondre à l'appel à projet de la SNB sur les Stratégies locales de développement forestier. Certains reconnaissent l'avoir « servi à toutes les sauces » et parfois utilisé de manière non pertinente. Ils l'ont fait parce qu'ils estimaient que c'était un moyen pertinent pour faire « parler de biodiversité » des acteurs qui avaient tendance à négliger cet aspect du développement forestier (entretiens).

À l'heure actuelle de nombreuses thématiques prennent de l'ampleur comme les services écosystémiques, le bois énergie ou la naturalité. Elles tendent parfois à écarter les questions d'espèces menacées et plus généralement de biodiversité. Le ministère de l'écologie avait lui aussi vu cette opportunité de se servir de l'indicateur pour entamer des discussions sur la biodiversité, préférant parfois cette notion à celle de services écosystémiques que les forestiers commencent à soutenir fortement (notamment pour de potentielles valorisations économiques). L'indice IBP sert donc aussi à ce que la thématique de la biodiversité ne soit pas oubliée des débats. Vu la diffusion de l'outil (même si peu d'acteurs du monde forestier l'ont évalué, quasiment tous en ont entendu parler), cette stratégie de maintenir à l'agenda la thématique « biodiversité » via l'IBP semble se concrétiser.

Conclusion de la section 2.2

L'IBP permet de focaliser l'attention des gestionnaires sur la biodiversité forestière et plus précisément sur la biodiversité potentiellement présente, via les habitats de cette biodiversité. La thématique des habitats favorables n'est pas totalement nouvelle mais l'IBP a contribué à sa montée en puissance notamment au sein des gestionnaires forestiers. Dans certains cas, il a même été utilisé pour éviter que la notion de biodiversité ne disparaisse des préoccupations de ces forestiers au profit d'autres thématiques : pour consolider la prise en compte de la biodiversité.

2.3 Intérêt pour la gestion forestière : un changement peu probable des pratiques des gestionnaires

Les sciences de gestion ont montré que les outils influencent les pratiques des personnes qui les utilisent (Moisdon, 1997 ; Berry, 1983). Avec l'IBP, observe-t-on de telles modifications des pratiques des gestionnaires, notamment vers des pratiques plus favorables à la préservation de la biodiversité ?

2.3.1 Une difficulté à intégrer la biodiversité dans les modèles de gestion forestière

Au cours des dernières décennies les engagements politiques en faveur de l'intégration de la biodiversité dans la gestion des forêts se sont succédés. Toutefois, malgré l'affirmation d'une multifonctionnalité des forêts, l'ambition économique (la production de bois) demeure fortement présente et est parfois en contraction avec les préoccupations environnementales.

Pour certains acteurs rencontrés, il suffirait de « *montrer au forestier que le fonctionnement de son écosystème, donc la production de sa forêt en matière de bois est fonction, dans un certain nombre de milieux, de la présence ou non de cette biodiversité* » (entretien, organisation nationale, forêt privée). Cependant, cette synergie n'a jamais été formellement démontrée (Pernot, 2012 ; Gosselin, Laroussinie, 2004). La gestion forestière, par les éclaircies qu'elle induit, favorise la flore et peut limiter certains risques sanitaires en promouvant une diversité d'essences. Cependant, les études ont plutôt tendance à montrer que moins la forêt est gérée, plus il y a de biodiversité, et que les enjeux écologique et économique sont incompatibles : la préservation de la biodiversité passe quasiment systématiquement par la préservation du bois non rentable économiquement comme le bois mort sur pied ou les bois avec des cavités. Or comme le dit un de nos interlocuteurs : « *on ne récolte pas du bois pourri* » (entretien, chercheur). Pour préserver les fonctions écologiques et économiques, un équilibre doit être trouvé entre le bois récolté et le bois maintenu à maturité. Un certain nombre de modèles de gestion ont ainsi été revisités pour proposer de concilier la production de bois et la préservation de la biodiversité, modifiant plus ou moins les pratiques des gestionnaires. Ces exemples illustrent le manque de connaissances auquel sont confrontés les forestiers malgré le nombre croissant d'études scientifiques sur la relation entre la production de bois et la préservation de la biodiversité.

2.3.2 Un intérêt faible comme outil de gestion : sensibiliser et changer le regard des forestiers mais moins leurs pratiques

Comblant un vide d'outils de diagnostic sur la biodiversité

L'IBP est né d'un besoin ressenti par ses concepteurs d'extraire du travail scientifique un outil qui puisse tout d'abord servir dans leur travail quotidien (« *Pour faire du conseil aux forestiers, j'avais besoin d'un outil beaucoup plus rapide mais néanmoins basé sur du scientifique.* »). L'idée de proposer

aux forestiers un outil pour combler un vide remarqué par tous a fait progressivement son chemin. Certains acteurs de la forêt privée ont alors décidé de soutenir la démarche et même de la promouvoir :

« Nos instances dirigeantes voient très bien l'intérêt pour les propriétaires forestiers d'avoir cet outil de diagnostic de la biodiversité ordinaire qui leur permet d'intégrer ce compartiment dans leurs réflexions et qui vienne combler un vide sur la prise en compte de la biodiversité. » (entretien, organisme technique, forêt privée).

La loi prévoit que les plans simples de gestion (PSG) des forestiers privés doivent comprendre une « *brève analyse des enjeux économiques, environnementaux et sociaux de la forêt* » (formule juridiquement peu contraignante sur la précision de ces analyses notamment en termes de biodiversité). Cependant il n'existe pas à l'heure actuelle d'outil standard pour permettre aux gestionnaires de faire cette brève analyse. Certains CRPF et d'autres acteurs de la forêt privée ont donc vu avec l'IBP une façon de répondre facilement à cette demande et de proposer aux gestionnaires forestiers un outil pour faire ce diagnostic. D'autres outils étaient proposés par exemple par les entreprises privées de conseil, mais les CRPF n'en avaient pas. L'outil IBP vient donc renforcer la palette des compétences et de l'expertise que peut fournir les CRPF, renforçant leur développement externe.

« Je me suis dit : dans les PSG il serait intéressant en termes opérationnels qu'on arrive à avoir des informations complémentaires à celles qu'on a en matière de gestion forestière. [...] L'idée est d'essayer de trouver un outil qui permette au propriétaire forestier au moment où il va rentrer dans la gestion de son peuplement, et où il a déjà des notions en termes de biodiversité, de savoir par la station si l'arbre est adapté ou pas. Et soit le favoriser, soit le supprimer. » (entretien, organisation nationale, forêt privée).

Sensibiliser les propriétaires et concrétiser le concept de biodiversité : valeur pédagogique de l'outil

Tous les acteurs rencontrés ont salué les qualités pédagogiques de l'IBP, en particulier pour expliquer les aspects fonctionnels de la biodiversité et le lien entre la gestion forestière et le fonctionnement des écosystèmes forestiers :

« Ce qui est vite ressorti, c'est l'intérêt pédagogique de l'IBP que même les détracteurs de l'IBP soulignent ou ne remettent pas en cause. » (entretien, organisme technique, forêt privée).

Au sein de la forêt privée les propriétaires sont très hétérogènes et par conséquent la gestion de leur forêt l'est aussi : « *Cette diversité de gestionnaires, c'est toute la richesse de la forêt privée. Il y en a qui ne jurent que par le douglas, d'autres par le chêne, d'autres par le châtaignier.* » (entretien, organisme technique, forêt privée). Cette hétérogénéité de la forêt privée se retrouve aussi sur le plan

politique dans les messages qu'elle porte : la forêt privée est une des premières à s'être élevée contre le dispositif Natura 2000 (Pinton et al., 2006 ; Fortier, 2010 ; Deuffic et al., 2012), mais c'est aussi de la forêt privée qu'est parti le mouvement Pro Silva France qui vise à promouvoir une gestion « *respectueuse des processus naturels des écosystèmes forestiers, tout en étant économiquement viable* » (Pro Silva France⁴⁹).

Les gestionnaires forestiers, qu'ils soient publics ou privés, ne sont pas uniquement intéressés par la production de bois. Ils sont notamment sensibles au patrimoine qu'ils gèrent, que ce soit parce qu'ils sont attachés à la notion d'intérêt général et de patrimoine (Boutefeu, Arnould, 2006) ou par fierté pour leur patrimoine personnel (Le Jeannic, 2013 et entretiens).

« Ils produisent du bois évidemment mais ce n'est pas l'usine à bois. Ils ont des forêts qui produisent (ce sont des personnes qui cherchent à équilibrer leur budget), mais avec une vision très patrimoine familial, historique, culturel... naturel aussi. Et même sans chercher à parler de patrimoine ou d'espèces protégées c'est quand même leur bien et ils sont très fiers quand on leur dit qu'ils ont telle ou telle espèce chez eux et que ce n'est pas chez les voisins. » (entretien, organisme technique, forêt privée).

Pour les forestiers attachés à la question du patrimoine, l'IBP est aussi une manière de mieux saisir les « trésors » qu'ils ont dans leur forêt, et de mettre en avant ce patrimoine naturel. L'objectif avec cet outil était aussi de sensibiliser les forestiers aux enjeux environnementaux : tous les enquêtés s'accordent sur le besoin de formation environnementale des gestionnaires et propriétaires privés et sur la capacité de l'IBP à répondre à ce besoin :

« Les propriétaires privés sont quasi néophytes sur le domaine de l'écologie forestière, ils savent juste reconnaître les essences. Ceux qui décident de gérer la forêt le font de manière intensive et un peu violente et les autres, soit ils ne savent pas qu'ils ont de la forêt soit ils ont oublié où elle se trouve. Donc il y avait un réel besoin d'information auprès des propriétaires privés pour leur suggérer quelques points de vigilance vis à vis de la biodiversité. L'IBP a une vraie vertu pédagogique. Pas forcément pour les faire progresser mais pour les forcer à regarder les trucs qu'ils ne regardent pas. » (entretien, organisme gestionnaire, forêt publique).

« L'IBP permet de sensibiliser le propriétaire qui le met en œuvre, et ne va plus voir ça comme une contrainte mais comme une composante de la forêt qui va l'aider à la gérer durablement. C'est intéressant au delà de la connaissance des forêts, c'est aussi ce que va appréhender le propriétaire. Il faut l'accompagner pour faire cette adaptation et c'est ça qui est pas mal dans l'IBP. » (entretien, administration centrale en charge de la biodiversité).

Une difficulté à changer les pratiques

Les constats de « *valeur pédagogique* » énoncés par tous sont un peu à nuancer. En effet, d'après l'enquête de perception menée en 2013 (Gonin et al., 2014), les forestiers se souviennent bien

49 http://www.prosilva.fr/html/index_test.html

de seulement deux des facteurs : le bois mort (60%) et les essences autochtones (42%) ; mais peu des autres facteurs, la continuité de l'état boisé étant par exemple le facteur le moins mémorisé (5%). Cette étude laisse donc à penser que malgré toutes les vertus pédagogiques de l'IBP, il ne permet pas toujours aux personnes formées d'acquérir une meilleure compréhension de l'intérêt fonctionnel de la biodiversité ou du moins de retenir les facteurs impactant cette biodiversité. Par ailleurs, ces deux facteurs principaux que retiennent les enquêtés sont aussi ceux qui sont le plus discutés actuellement dans le milieu forestier (cf section 2.2) ?

Cette enquête permet de commencer à nous interroger sur la stratégie des acteurs d'environnement (AE) qui soutiennent la création et la mise en œuvre de l'IBP. En effet une des stratégies des AE est de sensibiliser les acteurs via l'IBP pour qu'ils changent leurs pratiques et donc améliorer l'état de la biodiversité (encadré 6).

Encadré 6: Paradigme de la sensibilisation

Sensibilisation → Changement de regard → Changement des pratiques → Meilleur état de la biodiversité

Le lien entre sensibilisation à la biodiversité et modification des pratiques de gestion n'est pourtant pas si évident. Certes 48% des personnes interrogées disent avoir changé certains aspects de leur gestion (maintien de bois mort, diversification des essences, conservation d'arbres à micro-habitats et de très gros bois), mais les autres propriétaires ne modifient par leurs pratiques. 33 % des personnes interrogées affirment même repartir de la formation avec un regard changé sur la forêt sans pour autant changer leurs pratiques. Ce constat a aussi été confirmé par les acteurs formateurs que nous avons rencontrés et que nous avons interrogés sur le changement des pratiques des forestiers.

« À mon avis l'IBP ne fait pas changer les pratiques des forestiers, d'après leurs réactions à l'issu des journées de test. Je ne pense pas que seuls ils reprennent leur feuille et le refassent. Mais à la quasi unanimité ils estiment que ça a changé leur façon d'observer. Je trouve ça intéressant parce que ce qu'il faut comprendre c'est que dans nos secteurs on est en face d'un public qui a entendu parler de biodiversité mais comme on en entend parler par les media, qui ne s'est jamais vraiment posé la question de ce que ça voulait dire à l'échelle de sa forêt ou de sa parcelle. On a des propriétés forestières ultra morcelées. Le simple fait de se poser la question de la biodiversité dans ma propriété, dans ma parcelle, on a franchi un petit pas. Ça c'est toujours le retour qu'on a. Après qu'est ce que ça peut changer ? On leur parle depuis longtemps des deux ou trois arbres morts à l'hectare, ils ne comprennent pas bien pourquoi, ils le laissent ou ils ne le laissent pas. Après le passage de l'IBP c'est un peu plus clair pour eux, ça donne un peu de concret à ce qu'ils entendent depuis plusieurs années. » (entretien, gestionnaire d'espaces naturels).

Malgré les formations et les documents visant à vulgariser la prise en compte de la biodiversité dans la gestion forestière, le forestier privé est sensibilisé mais ne change pas ses pratiques. La

stratégie des AE se base surtout sur la sensibilisation et la formation aux différents aspects fonctionnels de la biodiversité forestière pour très indirectement changer les pratiques et pour l'instant « *faire parler de biodiversité* », et mettre indirectement le système en tension en confrontant les idées et discours aux pratiques :

Des difficultés pour insérer l'outil dans une gestion courante par les forestiers privés

Une utilisation évaluative de l'outil ne serait pas nécessairement bénéfique pour la biodiversité, pour des questions d'acceptabilité (section 3) mais aussi parce nombre de facteurs de l'IBP ne peuvent pas évoluer (ancienneté de l'état boisé, très gros arbres...) ou avec trop peu de variations. La possibilité de modifier la valeur de l'IBP semble faible. Les pratiques de gestion peuvent évoluer sans que la valeur prise par l'indicateur n'évolue. De nombreux acteurs ont refusé de considérer l'IBP comme un outil efficace pour l'action parce qu'effectivement il n'est pas corrélé de manière évidente avec la biodiversité présente ni avec les mesures de gestion prises, sauf avec des évolutions drastiques de la gestion. L'outil a une efficacité limitée, pour les acteurs d'environnement parce qu'il n'oblige pas à modifier les pratiques et pour les gestionnaires forestiers parce que leurs choix pour améliorer la prise en compte de la biodiversité ne se refléteront pas nécessairement dans la valeur de l'IBP. Et inversement certains gestionnaires pourraient focaliser leur gestion sur un ou deux facteurs, ne travaillant qu'à leur profit en oubliant ce qui n'est pas pris en compte dans les dix facteurs de l'IBP.

De plus, l'IBP ne concerne que l'aspect biodiversité de la gestion. Certains gestionnaires auraient aimé pouvoir connaître l'impact des choix faits à partir des facteurs de l'IBP sur les autres aspects de la gestion, en particulier sur les aspects économiques et sociaux. Par ailleurs, l'échelle de diagnostic n'est pas toujours adaptée à l'échelle de gestion du forestier : en général il ne gère pas qu'une parcelle mais une propriété faite de plusieurs parcelles. Il est donc inutile dans les milieux très transformés, où on peut difficilement en termes de gestion proposer des changements du peuplement, mais où l'amélioration de l'état de la biodiversité peut se faire à l'échelle du paysage, à partir de la connectivité, en prenant en compte l'indigénat, ou en restaurant de milieux favorables à la biodiversité, etc. (argument aussi développé par l'ONF, Boulanger et al., 2011).

« C'est bien d'avoir cet indice mais après qu'est ce qu'on se fixe comme seuil, comme objectif ? Le seul message que vous distillez mais en creux, c'est « augmentez toutes les composantes de la biodiversité qui est dans l'IBP, donc augmentez l'IBP partout ». Ce qui n'est pas forcément dit dans les textes, mais faute de consigne précise c'est ce qu'on peut comprendre. » (entretien, organisme d'animation de la recherche forestière).

Les CRPF aimeraient un outil qui puisse être utilisé à une échelle plus large comme celle d'un peuplement, ou d'une propriété, notamment dans les régions comme l'Aquitaine où la sylviculture développée est principalement celle des grandes plantations de pin maritime, et où la réflexion sur la biodiversité est menée à une échelle du paysage (Brin, 2008). Pour pouvoir relier la valeur de l'IBP aux

choix de gestions fait à différentes échelles, il faudrait par exemple pouvoir prendre en compte le fait que le forestier a laissé une parcelle de feuillus à côté d'une plantation de pin maritimes. Pour l'instant, les outils disponibles permettent de juxtaposer les notes de l'IBP mais il n'est pas possible de faire des moyennes à l'échelle d'une propriété. L'adoption de l'outil dans ces régions est donc fortement liée au contexte forestier (aux questions que se posent les forestiers dans ces régions).

L'IBP a été construit comme un outil de diagnostic, un outil pour connaître les points forts et les points faibles de l'intégration de la biodiversité dans la gestion forestière. Toutefois, la limite entre un outil de diagnostic et un outil d'évaluation (qui permet un contrôle extérieur par exemple) est floue. Or l'aspect évaluatif de l'outil serait selon ses concepteurs un motif de refus par les forestiers qui ne supporteraient pas d'être notés. Ainsi pour éviter d'apparaître comme un outil d'évaluation, la méthodologie ne fixe pas d'objectifs à atteindre. Pourtant, selon le type de peuplement la valeur optimale n'est peut-être pas la même, certains facteurs ont peut-être plus ou moins d'importance... Or, certains acteurs aimeraient connaître une valeur standard de l'IBP dans leur région : pour se comparer et se situer par rapport aux autres. D'après les concepteurs la nuance entre l'acceptable et le blocage par un forestier est fine : *« Si c'est punitif, c'est clair que la personne ne va pas dire que c'est une catastrophe. Après si c'est que des grandes tendances, ça c'est largement possible et c'est souvent leur demande. »* (entretien, ministère de l'écologie). Tout est fait pour entretenir le flou entre outil de diagnostic et d'évaluation, pour que l'outil paraisse à la fois utile pour le forestier sans être trop engageant ou contraignant comme pourrait l'être une évaluation. C'est en partie ce qui a permis l'acceptation de l'outil.

« C'est pour ça que ça a été important dès le départ de dire que c'était un outil de diagnostic. Ce n'est pas un outil qui va dire ce qu'il faut faire. Le diagnostic dit : « la note c'est 40/100 » mais ce n'est pas un outil de jugement ou un système de notation de, mauvais élève et de bon élève. » (entretien, organisme technique, forêt privée).

« Avec un diagnostic, l'objectif n'est pas d'attendre 100. Après c'est clair que si on a fait cet outil c'est pour qu'il soit utilisé et qu'on cherche à améliorer la biodiversité, à mieux la prendre en compte. Mais pour l'acceptabilité par les propriétaires, c'est important de bien faire comprendre que si ils font ce diagnostic ça ne sera pas contre-productif pour eux. » (entretien, organisme technique, forêt privée).

2.3.3 Un impact sur la perception de la forêt par les élus forestiers à qui il a été présenté

Les élus forestiers, comme certains propriétaires forestiers, ont peu de connaissances sur la biodiversité forestière même s'ils sont conscients de l'enjeu environnemental et sensibilisés à la multifonctionnalité des forêts. Ils souhaitent souvent mieux connaître et comprendre leur biodiversité et la communiquer auprès de leurs administrés (Fédération nationale des communes forestières, 2012). Des journées de sensibilisation à la biodiversité, s'appuyant sur l'outil IBP, ont été organisées

auprès d'élus locaux et techniciens. Comme pour les gestionnaires forestiers ces présentations ont eu du succès (entretiens). Elles ont permis aux élus de mettre des images sur un terme qui leur semblait trop conceptuel et aux techniciens de calibrer leur regard à des règles simples de prise en compte de la biodiversité dans la gestion courante (Fédération nationale des communes forestières, 2012).

« Le fait de tester l'outil permet de passer en revue les différents indicateurs de biodiversité. Ça permet après de dire : vous avez un indice de tant, si vous laissez plus d'arbres mort votre indice va augmenter. [...] Ça reste des grandes règles de gestion que tout le monde connaît, en utilisant l'IBP ça concrétise. En présentant votre plan de gestion aux élus vous allez dire « on va laisser du bois mort, des cavités ». Amener les élus sur le terrain, travailler avec l'IBP, voir l'arbre mort, le cours d'eau ça permet d'être plus concret, et d'avoir une note, se dire : « ah oui ma forêt n'est pas aussi bonne que j'en avais l'impression. ». » (entretien, organisation nationale, forêt publique).

Cependant, comme chez les gestionnaires forestiers l'outil permet de changer leur regard, mais concrètement il ne semble pas y avoir de changement majeur des décisions de gestion prises :

« Je ne peux pas dire si oui ou non il y a eu amélioration. Si il y a une réelle prise en compte de ces questions de biodiversité dans les plans d'aménagement c'est déjà une volonté communale. Après de ce que j'ai pu en ressentir, l'IBP est un outil pour mieux comprendre la biodiversité, de là à dire : « on a utilisé l'outil et ça a permis aux élus de définir des préconisations sylvicoles », clairement je ne pense pas. ». » (entretien, organisation nationale, forêt publique).

B. Boutefeu (2005) a montré la difficulté pour les forestiers à s'ouvrir à la participation du public et à la communication de leurs données. L'IBP pourrait donc être pour eux une opportunité pour ouvrir le dialogue sur cette question. Cependant dans les cas observés ci-dessus, il ne s'agissait pas tellement d'une demande de la part des forestiers pour parler aux non initiés mais plus souvent d'une demande des non initiés, par exemples les maires, pour parler et comprendre les forestiers et discuter avec eux.

Conclusion de la section 2

Revenons sur les différents apports de l'IBP que nous venons de présenter. Tout d'abord, l'IBP amené à quelques réflexions sur les méthodes à mettre en œuvre pour effectuer des suivis de biodiversité et sur les limites des connaissances disponibles à l'échelles nationales sur cette biodiversité forestière. Il a aussi une valeur pédagogique forte pour concrétiser la notion de biodiversité et d'habitat potentiel pour les espèces forestières. Il a fonctionné comme animateur de discussions à l'interface entre connaissances et actions. Par contre, l'IBP n'a pas révolutionné la manière dont est prise en charge la biodiversité dans la gestion forestière. Il n'est pas intégré à des dispositifs gestionnaires particuliers et il n'a pour l'instant pas montré qu'il avait conduit à un changement des pratiques chez les gestionnaires. L'IBP est un outil qui est utilisé par les AE internes

au secteur forestier pour changer le système de prise en compte de la biodiversité par petits pas, sans révolutionner toute la gestion. Nous allons voir qu'il s'agit en fait de l'un de ses apports majeurs. En effet, la conception et les débats autour de l'IBP ont permis aux acteurs porteurs d'enjeux environnementaux de commencer à prendre une place plus importante dans le secteur forestier privé (section 3).

3 Analyse stratégique : l'IBP pour mieux intégrer les AE dans la gestion forestière

La majorité des acteurs rencontrés témoignent de l'importance des jeux d'acteurs dans le milieu forestier, le décrivant souvent comme un monde « *très petit et un peu tendu* ». Dans le chapitre 1 nous avons vu qu'un indicateur peut modifier des jeux de pouvoir (Bernard, 2007). Est-ce que l'IBP a contribué à modifier des jeux d'acteurs et le positionnement des acteurs porteurs d'enjeux environnementaux ? Et en effet la trajectoire de l'IBP et son intérêt environnemental ne peuvent se lire qu'au regard du jeu d'acteur dans lequel il est ancré : « *entre l'intérêt d'un outil de façon pragmatique et ce qu'on porte les uns et les autres il y a un jeu politique* ». (entretien, administration centrale en charge de la biodiversité). Pour quelles raisons alors les différents acteurs ont-ils soutenu l'outil ou au contraire l'ont-ils décrié ?

3.1 Le système d'action en place : un contexte national forestier marqué par l'objectif de multifonctionnalité des forêts

L'IBP est marqué par un cadre de référence omniprésent : la multifonctionnalité des forêts. Cependant, sous une notion apparemment simple de multifonctionnalité des forêts, se cache souvent un système de gestion forestière mettant l'accent sur l'un ou l'autre des trois aspects : économique, social et environnemental. Plus particulièrement, la préservation de la biodiversité est sans arrêt mise en concurrence avec l'exploitation forestière. Développer l'IBP fait partie d'une stratégie pour modifier l'équilibre en place vers une meilleure intégration de la biodiversité.

3.1.1 Depuis les années 70, montée en puissance des préoccupations environnementales et affirmation de la multifonctionnalité des forêts

Dans les années 70 en France, les revendications environnementales qui commencent à se structurer avec des associations puissantes vont avoir un fort écho chez les forestiers (Boutefeu, 2009). Ils s'interrogent sur leur propre métier, et s'inquiètent du credo productiviste à l'œuvre à l'époque (Boutefeu, 2005). Les écologistes réussissent à infléchir les positions des techniciens et des ingénieurs forestiers d'État. Ils prônent l'introduction de nouvelles disciplines comme la phytosociologie ou la

pédologie dans l'enseignement des écoles forestières et diffusent un certains nombres de concepts écologiques dans les milieux forestiers (habitat, flux, biomasse, etc.).

À la même époque, la production de bois est fortement encouragée, en particulier grâce à l'aménagement forestier avec l'utilisation d'outils dédiés comme les plans simples de gestion et grâce à la création des CRPF pour encourager les propriétaires à aménager leurs forêts et à pratiquer une sylviculture dynamique dès les années 60 (Boutefeu, 2005). L'ONF, créée en 1964, a un statut d'établissement public à caractère industriel et commercial, nouveau pour l'époque, et qui lui impose dès l'origine de s'autofinancer. Pour cela, une solution : *« il faut à tous les niveaux créer une obsession de la productivité »* (M. Delaballe, directeur général de l'ONF, janvier 1970, cité par Boutefeu, 2005). Cette vision productiviste de la gestion forestière est encore d'actualité dans les années 2000, la loi d'orientation sur la forêt du 9 juillet 2001 rappelle par exemple l'enjeu du soutien et du développement de la motivation des propriétaires forestiers sylviculteurs à investir et gérer un *« patrimoine à valoriser économiquement »*. (Barthod et al., 2001).

« Les forestiers publics sont plutôt enclins historiquement à considérer les forêts d'un point de vue utilitaire : des ensembles d'arbres qu'il faut cultiver, gérer et valoriser pour répondre à des exigences économiques. » (Boutefeu, Arnould, 2006).

Face à la montée en puissance d'un troisième type de revendication, les préoccupations sociales (comme l'accès au public ou l'intégrité du paysage), la loi de 1985 institue un référentiel commun : la *« multifonctionnalité des forêts »*, un concept censé permettre de concilier les fonctions économiques, sociales et environnementales de la forêt. Ce concept a été réaffirmé et renforcé au cours des vingt dernières années, notamment dans la loi d'orientation sur la forêt en 2001, ainsi que tout récemment dans le projet de loi d'avenir pour l'agriculture, l'alimentation et la forêt (septembre 2014) devenant un argument de tous les acteurs. Tous défendent la multifonctionnalité de la forêt :

« La FNCoFor défend la multifonctionnalité des forêts, l'écu est certes propriétaire et a un enjeu économique mais est aussi élu garant de l'intérêt général. Il doit être vigilant à cet équilibre. » (entretien, organisation nationale, forêt publique).

« Notre ambition, c'est la défense d'une gestion durable et multifonctionnelle » (entretien, administration centrale en charge de la biodiversité).

« La multifonctionnalité, c'est la politique de la boutique, comme celle du Ministère de l'Agriculture et de la Forêt » (entretien, organisme technique, forêt privée).

« La gestion forestière demandée à nos agents, c'est la gestion multifonctionnelle » (entretien, organisme gestionnaire, forêt publique).

Toutefois, si l'apparition de ce concept de multifonctionnalité a donné un cadre de référence commun à tous, il n'a pas réellement modifié la gestion qui était l'objet de critiques. Dans les faits la priorité est toujours donnée à l'une des fonctions (Barthod, 2012). Pour certaines personnes

rencontrées, la notion de multifonctionnalité a permis de mettre en avant ce qui se faisait déjà et de défendre la gestion pratiquée : « *La loi de 2001 a mis en avant cette question de multifonctionnalité qui existait depuis toujours : la chasse, la gestion forestière, le patrimoine paysager autour de la maison...* » (entretien, organisme technique, forêt privée). L'IBP intervient à l'interface entre deux des aspects de la multifonctionnalité : la conciliation de l'aspect économique (la production de bois) et l'aspect environnemental (la biodiversité).

3.1.2 Un équilibre instable entre production de bois et préservation de la biodiversité

Cet équilibre entre la préservation de la biodiversité et la production de bois est politiquement instable depuis un siècle, alternant des phases où les questions environnementales apparaissent et disparaissent, tout comme la nécessité de produire du bois. De nouveaux concepts sont arrivés dans les discussions comme la multifonctionnalité, mais pourtant la logique économique reste généralement dominante (Boutefeu, Arnould, 2006). Face à ces 40 ans de débats et d'incertitudes sur l'intégration de la préservation de la biodiversité en milieu forestier, un protocole d'accord a été signé entre les différentes parties prenantes lors du Grenelle de l'Environnement (en 2007), nommé « *Produire plus de bois tout en préservant mieux la biodiversité ; une démarche territoriale concertée dans le respect de la gestion multifonctionnelle des forêts* » et signé par les grandes organisations de la forêt : FNE, FNCOFOR, FPF et l'ONF. Il proposait entre autres de « *développer les moyens de connaissance et monitoring de la ressource et de la biodiversité* » et de « *renforcer la prise en compte de la biodiversité dans la gestion courante* ». Ce protocole est un des éléments clés du système d'action dans lequel a émergé l'IBP. Toutefois, déjà à cette époque et par la suite dans les comités opérationnels de Grenelle, cette formulation bien pratique, paraissant concilier tous les points de vue, était pour certains le signe extérieur d'un discret retour en arrière.

« Dans le secteur forestier pendant le Grenelle on était déjà en train de repartir dans l'autre sens. La formule « récolter plus tout en préservant mieux. » en est sortie mais il n'empêche que quand vous discutez avec les uns ou les autres, ils ne gardent qu'un terme. » (entretien, administration centrale en charge de la biodiversité).

Les doutes semblent revenir en 2008 avec la crise financière, qui se traduit par un recentrage vers les activités de production proposé à l'échelle nationale (Rapport Puech 2009 « *Mise en valeur de la forêt française et développement de la filière bois* » et Rapport Gaymard en 2010 « *sur la place de l'ONF pour impulser une politique ambitieuse pour la filière bois.* »). Bien que ce fléchissement vers plus de production et moins de biodiversité n'ait pas encore été étudié dans la littérature scientifique, il est bien présent dans les discours, que ce soit avec des forestiers publics ou privés, des chercheurs ou des personnels des ministères :

« Il y a un peu une question économique : aujourd'hui on a besoin de bois on se

préoccupe moins des questions environnementales. [...] Ça ne se voit pas trop encore mais la balance va se renverser. » (entretien, organisme gestionnaire, forêt publique).

« L'ONF a actuellement un handicap terrible : ils ont souvent un positionnement assez raide, assez différent du reste. Donc maintenant, c'est eux qui font de l'intensif, qui vont chercher les m³. » (entretien, organisme d'animation de la recherche forestière).

« Au niveau de certains chefs on observe un changement de mentalité, notamment à l'ONF. Avant, en 2007-2008, il y avait clairement une ouverture. [...] J'ai l'impression qu'ils sont revenus à des aspects de productions, de financement à travers le carbone, et des services écosystémiques. » (entretien, chercheur).

« Actuellement, on a des crispations politiques, le secteur est beaucoup moins ouvert qu'il y a quelques années. La doctrine environnementale est un peu affaiblie. [...] Le plus important, c'est l'aspect politique des choses. Faut garder espoir mais, politiquement, on est peut-être dans une séquence de repli » (entretien, administration centrale en charge de la biodiversité).

Toutefois pour certains enquêtés ce mouvement est prêt à s'inverser à nouveau : il y a une telle demande sociétale que, pour pouvoir continuer à récolter, le forestier est obligé de s'adapter, confronté aux revendications locales.

« Autant il y a encore cinq ans il y avait des choses qu'on ne pouvait pas dire, mais là on sent que le système est en train de craquer, parce que la demande de la société ne va pas dans ce sens là. Si le forestier veut continuer à récolter du bois soit il s'adapte soit il ne récolte plus. » (entretien, organisme gestionnaire, forêt publique).

B. Boutefeu (2009) note que cet équilibre instable est source d'incertitudes pour les forestiers. Ils s'interrogent sur les orientations générales qui leurs sont imposées (« *Ils ont peur de devoir brader le patrimoine forestier public par nécessité économique, afin de maintenir l'équilibre budgétaire de l'établissement* ») et sur la manière dont va de fait être évaluée leur gestion. Face à des objectifs aussi variés, aussi contradictoires et aussi fluctuants, comment peuvent-ils savoir qu'ils gèrent bien leur forêt ? Dernièrement encore, la loi d'avenir sur la forêt adoptée en septembre 2014 ne fait que renforcer cette incertitude sur l'avenir de la forêt française et de sa gestion :

« Certes, la loi affiche une volonté de gestion durable qui théoriquement concilie production de bois, protection de la biodiversité des milieux forestiers et fonctions pédagogique et sociale mais elle ne précise pas suffisamment le cadre et les moyens techniques et financiers susceptibles d'y contribuer. Plus grave, elle ne met pas en place les garde-fous qui écarteraient les démarches ou projets contraires à sa volonté affichée. Pire, dans les régions, l'état se fait même le défenseur de projets écologiquement insoutenables pour la forêt française et l'environnement (lutte contre les changements climatiques et stockage du carbone, en particulier, pollutions...). » (collectif SOS forêt⁵⁰).

Conclusion de la section 3.1

Depuis 40 ans, les forestiers sont contraints par des objectifs multiples et contradictoires, par

50 <http://www.sosforet.org/le-choc-septembre-2014/>

exemple de préservation de la biodiversité et de production de bois. À l'heure actuelle, aussi bien les forestiers que les AE sont inquiets de cette évolution, ayant l'impression que l'équilibre peut basculer d'un côté à l'autre à n'importe quel moment. Des feux couvent encore (Bernard, 2006) « *Le poids du passé est encore perceptible et certains discours sont considérés comme de la poudre aux yeux. Les acteurs s'écoutent mais ne s'entendent pas toujours, les conflits ne sont plus explosifs mais ne sont pas tout à fait éteints. En d'autres mots l'ouverture des forestiers s'accompagne de craintes et d'incompréhensions* ». Ce système d'action est instable, un retournement des forestiers vers une gestion productiviste est craint, notamment parce qu'il a déjà été observé dans le passé, comme après la tempête de 1999, qui a déclenché un retranchement des différentes parties sur leurs positions initiales. Face à cet équilibre instable, les acteurs d'environnement s'organisent pour modifier cet équilibre ou tout du moins l'empêcher de basculer vers moins de préservation de la biodiversité. C'est dans ce contexte qu'a été conçu l'IBP.

3.2 L'IBP pour changer le système d'action en place, tentatives d'AE à l'échelle nationale

Nous allons maintenant étudier comment l'IBP s'est autonomisé dans ce système d'action, et comment différents acteurs l'ont repris, notamment parce qu'ils estimaient qu'il avait des potentialités pour faire bouger le système d'action en place. Nous verrons que les acteurs utilisent l'indicateur pour faire bouger progressivement le système d'action tout en étant conscients qu'il est lent à faire bouger et qu'il peut vite revenir en arrière. L'IBP contribue donc aussi à une stratégie pour éviter ce retour en arrière.

3.2.1 Pour les forestiers : l'IBP pour afficher un engagement et une capacité d'expertise

Reprenons la trajectoire de l'IBP. La présence de l'outil dans différents débats s'est accélérée à partir du moment où le directeur du CRPF Midi-Pyrénées (le CRPF où a été conçu l'IBP) est arrivé en poste au syndicat de la forêt privée française (en janvier 2009). Il a alors décidé de soutenir fortement l'outil au niveau national. Face à un CNPF hésitant à mettre en avant l'IBP, le soutien du syndicat a convaincu ce dernier ainsi que le ministère de l'écologie :

« Nous on se disait : « c'est un outil intéressant, oui. Est-ce qu'il faut le développer tout de suite ? oui et non ». Et puis c'est en fait la fédération qui l'a mis en avant et tout de suite le ministère de l'écologie a dit : « puisque la fédération le veut, on vous donne l'argent et vous faites ». » (entretien, organisme technique, forêt privée).

Qu'est ce qui au départ a motivé ce petit noyau de promoteurs de l'IBP ? Dans cette partie nous nous intéressons à la stratégie des concepteurs de l'IBP mais aussi à celle de ceux qui ont porté cet outil au sein des forestiers.

L'IBP pour anticiper une demande d'information de la part des AE et afficher un engagement environnemental des forestiers

Les AE ont une stratégie basée sur la demande d'informations. Dans ce cadre, les acteurs sectoriels ne peuvent stratégiquement pas refuser de fournir les informations demandées par les AE. Ils ont donc une stratégie du « minimum d'information », coincés par la peur d'un retour au conflit s'ils ne communiquent pas ou de trop fortes contraintes s'ils communiquent sur ce qu'ils font : « *Pour les forestiers la demande d'informations est perçue comme une remise en cause de leur légitimité et une porte ouverte aux contraintes.* » (entretien, administration centrale en charge de la biodiversité). Cette appréhension est la suite logique d'un contexte de conflits sur la connaissance et son utilisation, exacerbés avec la mise en œuvre des ZNIEFF et de Natura 2000 (Deuffic et al., 2012 ; Cinotti, 2002). Il y a une peur réelle ou fantasmée de retomber dans une période où les préoccupations environnementales deviennent trop fortes et contraignantes, certains ayant peur du « *rouleau compresseur* » que serait le ministère de l'écologie.

« Quoiqu'on fasse en France, le ministère de l'écologie, c'est le rouleau compresseur, il avance. Toujours dans plus de protection parce que c'est une demande de la société. En matière forestière, alors qu'on était les premiers à faire de la biodiversité, on se retrouve maintenant à avoir une position de dire « stop n'allez pas si vite ». Et il n'y a rien à faire on sent le cliquet, comme un rouleau compresseur à cliquet. De temps en temps on l'arrête, parce que Natura 2000 par exemple dans les années 95, on a stoppé mais c'était à cliquets, puis c'est reparti. [...] Maintenant on ne parle plus de Natura 2000, on parle de trame verte et bleue et c'est la même logique. » (entretien, organisme technique, forêt privée).

« Pour ceux qui considèrent que la biodiversité ce n'est que des emmerdements, nécessairement évaluer si la gestion est bien pour la biodiversité, ça ne les intéresse pas du tout. En environnement, quel que soit l'écosystème on se heurte au fait que quand on apporte de la connaissance, on est obligés d'en tenir compte. Ça pose certains problèmes techniques, politiques, de mentalité qui fait qu'il y a une certaine inertie. » (entretien, administration centrale en charge de la biodiversité).

Chez certains forestiers, ce n'est donc pas tant la pression économique qui fait qu'ils retrouvent des réflexes productivistes et s'opposent à la donnée d'information environnementales, mais la peur de la contrainte environnementale. L'IBP participe à une stratégie pour répondre à cette demande des AE sans ouvrir la porte à trop de contrôles et de contraintes. Les forestiers privés cherchent avec l'IBP à afficher qu'ils se soucient de la biodiversité au sein de leur gestion, qu'ils sont volontaires et donc qu'il n'est pas nécessaire de leur imposer plus de contraintes. L'IBP relève avant tout d'un objectif de sensibilisation des forestiers et de mise à disposition d'un outil de simple diagnostic (cf. section 2). Cependant il est aussi utilisé par les forestiers pour montrer leur capacité d'expertise et leur indépendance technique sur la thématique de la biodiversité. Ils cherchent à prouver qu'ils ne sont pas que dans l'opposition et qu'ils sont capables de s'investir en interne sur cette problématique. L'IBP est

stratégique pour les forestiers car ils sert d'outil de preuve de leur engagement et permet d'éviter certaines contraintes externes.

« On a eu des échos que dans un premier temps ça a été porté surtout par les dirigeants de la forêt privée dans l'idée de marquer le territoire, montrer qu'ils s'intéressent aussi à la biodiversité et que d'ailleurs leur gestion est favorable... Et c'est là que ça se corse un peu : comment ? Combien ? à part l'IBP ils ont une position extrêmement défensive : « arrêtez toutes ces réglementations. ». Ce n'est pas « l'environnement ça suffit » mais ... vous nous tuez avec Natura 2000 »... C'est sans doute un peu pour sortir de cette posture très négative qu'ils ont vu comme un aspect positif de mettre sur le marché quelque chose qui venait de chez eux et non de Bruxelles ou d'une réglementation quelconque. » (entretien, organisme d'animation de la recherche forestière).

« Pour moi c'est une manière pour le propriétaire forestier de garder la potentialité de son milieu et d'apporter la preuve à l'extérieur qu'il fait attention à ça. L'IBP entre dans une démarche proactive : « Essayons de trouver un outil qui permet au propriétaire de faire la preuve que ce qu'il fait, il le fait le mieux possible ». » (entretien, organisation nationale, forêt privée).

« La forêt privée est assez fière de pouvoir avancer cet outil qui leur permet de montrer que ce ne sont pas que des gestionnaires préoccupés par la production de leur bois. ça leur permet de montrer qu'ils sont capables d'avoir une analyse de biodiversité et de l'intégrer dans leur gestion. » (entretien, organisme technique, forêt privée).

« Derrière le calcul des promoteurs de cet outil, c'est l'idée d'avoir cet outil en emblème, en porte-drapeau pour dire : « nous, on est bons ». D'ailleurs systématiquement maintenant dans toutes les présentations de la forêt privée, dans le volet biodiversité, ils communiquent à mort là dessus. » (entretien, administration centrale en charge de la biodiversité).

Le soutien apporté par le ministère ainsi que la participation des ONGE au comité de pilotage de l'IBP font partie de la stratégie d'affichage de cet engagement environnemental pour le CNPF et le FPF, tout comme l'inscription de l'outil dans la Stratégie nationale pour la biodiversité, inscription qu'ils mettent en valeur : *« L'IBP a récemment été inscrit dans la Stratégie nationale pour la biodiversité afin d'élargir son utilisation. Le programme du CNPF vise à atteindre les objectifs de la SNB et il bénéficie pour cela du soutien du ministère de l'écologie. »* (rapport d'activité du CNPF, 2012). Ils affichent une prise en charge interne de la biodiversité sans qu'il y ait de moyens de contrôler les résultats de cet engagement puisque l'IBP n'est pas comparable d'une mesure à l'autre. Il pourrait s'agir essentiellement d'une opération de communication cherchant à masquer des activités destructrices. Pourtant, les acteurs forestiers commencent à investir de nouveaux champs sans contraintes de résultats et surtout sans acteurs externes pour pousser vers trop d'intégration de la biodiversité au détriment de la production de bois.

La stratégie générale des élus forestiers est de contrôler ce qui se passe dans leurs forêts, tout en montrant à leurs administrés qu'ils prennent en compte la biodiversité. L'enjeu pour ces élus est

donc multiple, à la fois économique mais aussi social. La perspective stratégique n'y est pas toujours spécifiquement environnementale, même s'ils sont conscients qu'ils doivent prendre les devants et montrer que tout en exploitant les forêts, ils préservent la biodiversité. Ils ont aussi peur de la contrainte environnementale (entretien, organisation nationale, forêt publique). Pour résumer leur stratégie est assez semblable à celle de tout forestier : afficher un engagement, mais surtout éviter les contraintes.

« L'enjeu général est de prouver que la gestion durable multifonctionnelle intègre bien la biodiversité [...], de montrer que ce n'est pas parce qu'on exploite nos forêts, qu'on sort du bois, qu'on va détériorer cette biodiversité » (entretien, organisation nationale, forêt publique).

L'outil est donc un outil qui est utilisé par les structures qui le portent (mais aussi à l'échelle individuelle des forestiers privés ou des élus forestiers) pour afficher un engagement environnemental et ainsi limiter les contraintes externes. Ils cherchent à montrer qu'ils gèrent en interne la biodiversité et que l'intervention des AE n'est pas nécessaire.

Prouver la capacité de proposition et d'expertise des forestiers privés

De manière plus générale, dans les années 2000, face à la multitude de demandes de la société civile et de l'État pour connaître et contrôler la gestion des forêts, la stratégie des forestiers publics comme privés a été de regagner leur autonomie en cherchant à faire reconnaître leur légitimité sur les questions d'environnement. Par exemple les CRPF ont cherché à devenir des opérateurs légitimes pour la mise en œuvre de Natura 2000, même si au départ ils ont parfois eu du mal à affirmer leur capacité d'expertise dans le domaine naturaliste. Cependant leur implication dans les documents d'objectifs a été l'occasion de développer des connaissances et de se définir par exemple comme *« assembleur de compétences »*, comme observé par A. Fortier dans le Nord-Pas-de-Calais (Fortier, 2010). Devenir plus légitimes et acquérir de la connaissance sur la biodiversité au sein de leur territoire a aussi permis aux CRPF de s'autonomiser par rapport aux scientifiques, qu'ils ont abondamment critiqués lors de la mise en œuvre de Natura 2000. Au delà de cet exemple en Nord-Pas-de-Calais, la stratégie généralisée de la forêt privée est de démontrer sa capacité d'expertise, cherchant à être reconnue comme un acteur ayant des connaissances rigoureuses et sachant les mobiliser, comme suggéré par un des slogans de la forêt privée : *« Une forêt privée gérée et préservée par un réseau d'hommes compétents au service des générations futures »*. Chez les forestiers publics, B. Boutefeu et P. Arnould ont observé le même phénomène, la recherche d'une image d'experts (Boutefeu, Arnould, 2006). L'IBP fait partie d'une stratégie pour être reconnus comme experts de la problématique de la biodiversité forestière :

« Je le sens plutôt comme un positionnement de niche de la forêt privée pour montrer qu'elle existe au niveau biodiversité, et montrer qu'ils ont des experts. » (entretien, chercheur).

Ainsi la capacité technique du CNPF à produire des outils sur la biodiversité est mise en avant dans la plaquette sur les 50 ans du CNPF, plaquette de seulement quatre pages, très brève, dont seulement quelques lignes sont consacrées à la biodiversité et tout de même trois lignes à l'IBP :

«Le CNPF a récemment mis au point un outil qui apprécie la biodiversité ordinaire des peuplements forestiers. Rapide et simple à utiliser, l'IBP (indice de biodiversité potentielle) estime indirectement la biodiversité à travers l'évaluation de la capacité d'accueil en espèces et en communautés, à l'échelle du peuplement forestier.» (plaquette « 50 ans du CNPF », 2013).

L'outil a été intégré dans une stratégie de défense de la capacité d'expertise des forestiers privés, mais cette stratégie a aussi pu être un frein à la diffusion même de l'outil. Certains acteurs, notamment scientifiques et ONGE, se sont en effet sentis exclus de la construction de l'outil, ils auraient aimé participer ou que la construction soit plus partagée en vue d'une meilleure appropriation dans un contexte actuel où la co-construction est souvent le maître-mot (Levrel et al., 2006) :

«Ils voulaient montrer qu'ils sont les plus forts. C'est une façon de s'affirmer mais qui est maladroite. Ils ont pris sans s'en rendre compte un risque énorme. Soit ils y arrivaient et effectivement ils s'attiraient les félicitations de tout le monde, soit ils n'y arrivaient pas et étaient coincés là dedans et c'est un peu ce qu'on voit apparaître.» (entretien, organisme d'animation de la recherche forestière).

Conclusion du 3.2.1

Pour conclure, les prometteurs de l'IBP au sein de la forêt privée utilisent l'indicateur parce qu'ils cherchent à montrer un engagement environnemental de la forêt privée en donnant quelques informations sans contraintes et à faire reconnaître leur capacité d'expertise en matière de biodiversité. L'indicateur n'est donc pas un indicateur qui va chambouler toute la gestion en place mais plutôt un indicateur qui peut renforcer le positionnement actuel où les forestiers sont relativement indépendants. L'outil permet aux acteurs sectoriels d'anticiper une demande d'AE, mais aussi de répondre à une demande interne de formation à la biodiversité, tout en gagnant en autonomie. C'est pourquoi il a été aussi fortement soutenu par les instances dirigeantes de la forêt privée.

Toutefois, il est difficile de savoir si derrière la stratégie d'affichage d'un engagement environnemental les acteurs forestiers ont réellement des intentions environnementales et s'ils les concrétisent. On pourrait aussi se demander s'il ne s'agissait pas du côté des forestiers d'une stratégie *a minima* : proposer l'IBP pour éviter qu'on ne leur en demande plus, voire pour se faire financer des projets du ministère de l'écologie en y incluant une dimension environnementale minimale. La réponse est variable selon les individus et les organismes. Les concepteurs de l'IBP et les premiers supporters de l'IBP avaient l'intention de porter plus facilement la biodiversité au cœur de la forêt privée, et ils ont d'ailleurs réussi à convaincre les autres AE qu'ils avaient effectivement des intentions

environnementales. Pour les autres, il semblerait que la stratégie du *statu quo* l'ait emporté : l'outil ne pouvait pas nuire à leurs activités de production tant qu'il ne prenait pas trop d'ampleur et leur permettait au contraire de parer à plus de demandes environnementales en se dotant d'une relative indépendance. Deux types de forestiers s'affrontent donc : ceux qui cherchent à intégrer la prise en compte de la biodiversité en interne (donc des acteurs d'environnement) et ceux qui cherchent plutôt à éviter les contraintes sur la production de bois (donc des acteurs sectoriels).

3.2.2 Ministère de l'écologie : stratégie de l'alliance

Les acteurs régulateurs qui pourraient porter les préoccupations environnementales au sein du monde forestier, comme le ministère de l'écologie et les DREAL, ont des capacités d'actions relativement faibles. D'une part ils sont confrontés à un contexte de crise financière où la fonction de économique de la forêt a été fortement réaffirmée (section 3.1). Et d'autre part les administrations publiques de l'environnement ont peu de moyens financiers et humains : « *peu dotées institutionnellement et financièrement, elles ont été tenues d'agir sur des modes originaux* » (Lascoumes, Le Galès, 2012). Après avoir réussi à désamorcer les conflits principaux et à exiger l'intégration d'informations environnementales dans les documents de gestion, leurs leviers d'actions pour aller plus loin sont faibles. Ils ne peuvent pas imposer trop de contraintes réglementaires s'ils veulent éviter les levées de bouclier et ne peuvent pas réellement faire du contractuel ou du volontaire car ils ont peu de ressources pour inciter à leur développement.

« Notre pouvoir d'échange avec nos partenaires n'est pas aussi bon qu'on aimerait, parce qu'on n'a pas une force de frappe suffisante. Il y a plusieurs personnes qui s'occupent de forêt au ministère, mais globalement la porte d'entrée c'est plutôt nous, on est deux personnes, alors qu'au ministère de l'agriculture ils ont une sous-direction complète. » (entretien, administration centrale en charge de la biodiversité).

Du côté du ministère en charge de la forêt et des chargés de mission « environnement » au sein de la direction de la forêt et du bois, les difficultés sont assez semblables. La capacité de ces chargés de mission est par exemple limitée par un fort lobby des propriétaires forestiers « *qui en réfèrent directement au cabinet* » (entretiens). L'ensemble de ces AE au sein des administrations ne se sent pas dans une position de pouvoir favorable vis à vis du secteur forestier. Leurs moyens d'action sont limités et ils sont plutôt contraints à coopérer avec le monde forestier.

Une opportunité pour faire une alliance avec la forêt privée

Via l'IBP, le ministère de l'écologie avait une perspective politique : faire de l'IBP un objet d'alliance avec la forêt privée pour ne plus être perçu comme des opposants, voire des « *emmerdeurs* » (entretien, administration centrale en charge de la biodiversité). Le ministère est dans une position de faiblesse où il n'arrive pas à s'opposer aux forestiers (entretiens), il cherche à changer de stratégie et

au contraire à se rapprocher de certains acteurs forestiers pour pouvoir plus facilement les influencer. L'IBP contribue à cette stratégie de coopération et de floutage des oppositions classiques (« l'écologie contre les forestiers »). Il a permis une alliance avec les instances dirigeantes de la forêt privée. Et pour devenir leurs alliés, il faut soutenir leurs initiatives, ce qui explique en partie le financement conséquent accordé à l'IBP.

« Il y a toujours eu des actions à destination des gestionnaires privés, à travers la stratégie biodiversité, les guides de bonnes pratiques, etc. Là arrive un outil qui allie la connaissance et la praticabilité sur le terrain ; et derrière, une gestion qui se veut conforme à certains critères de biodiversité. Et surtout ça vient d'eux, ce n'est pas nous qui venons avec nos gros sabots, et qui disons « ça c'est bien il faut que vous l'utilisiez. » (entretien, administration centrale en charge de la biodiversité).

« C'était un outil qui a été poussé par la forêt privée. Chez nous il a rencontré un bon accueil puisque c'était un des premiers outils avec des indicateurs indirects de biodiversité, qui avait l'avantage de parcourir un certain nombre de champs de la biodiversité forestière, et qui était simple à mettre en œuvre et assez rapidement diffusable auprès des gestionnaires, avec des orientations de gestion qui étaient attendues. » (entretien, administration centrale en charge de la biodiversité).

Le ministère de l'écologie a donc cherché à devenir un interlocuteur privilégié de la forêt privée pour pouvoir y porter un engagement environnemental. Il a également réussi à couper l'herbe sous le pied de l'allié traditionnel des forestiers sur les questions environnementales : le ministère de l'agriculture et de la forêt. Dans une position délicate où la marge de manœuvre des AE est limitée, y compris celle du ministère de l'écologie, le ministère a choisi d'avancer pas à pas : de ne pas se contenter d'un positionnement de blocage mais plutôt d'accepter les petites avancées environnementales faites par les forestiers. Même si la vertu principale de l'IBP est la sensibilisation, le ministère a considéré que c'était déjà un pas en avant, à coût relativement faible, pour commencer à interagir avec la forêt privée et ensuite pouvoir exiger progressivement plus d'engagement environnemental et à long terme des résultats sur l'état de la biodiversité.

Une opportunité pour améliorer les informations environnementales disponibles pour l'État

Les documents de gestion forestière comportent peu d'informations obligatoires sur l'environnement et sont gérés par les CRPF. L'État a très peu de moyens de connaître ce qui se passe en forêt privée à l'échelle parcellaire. L'IBP était envisagé par l'État comme une possibilité de s'assurer que ces informations environnementales sont effectivement relevées et liées aux pratiques de gestion :

« A terme on aimerait bien que la prise en compte de la biodiversité via des indicateurs diffuse jusqu'aux documents de gestion, parce que jusqu'à présent les garanties de gestion durable, c'est seulement sur la base du fait qu'on a un document de gestion. Il faut aller un peu au delà du fait de seulement avoir le document. Il faut vérifier que la gestion est vraiment durable. » (entretien, administration centrale en charge de la biodiversité).

Avec l'IBP, le ministère de l'écologie a donc vu une opportunité pour connaître ce qui se passe sur une partie du territoire qui échappait un peu à son contrôle :

« Il y a des données forestières depuis longtemps mais elles sont à l'échelle nationale ou au mieux régionale et décrivant surtout la forêt public. La forêt publique a plus de moyens, pas que financiers mais aussi humains et une obligation de par son service public d'apporter un certain nombre de connaissances, mais pour la forêt privée ça n'était pas le cas. Il n'existait pas quelque chose de semblable et l'IBP pouvait quand même apporter des informations intéressantes pour toute une partie du territoire pour laquelle on n'avait peu d'informations. » (entretien, administration centrale en charge de la biodiversité).

Pour rassembler toutes ces informations, le ministère participe, entre autres, au financement d'une plate-forme pour regrouper les données de l'IBP, certes à vocation de départ scientifique, mais dont les données pourraient un jour devenir publiques ou au moins accessibles par le ministère qui finance leur récolte. Le ministère est aussi moteur dans les négociations pour inclure l'IBP dans l'inventaire forestier national (IFN). La stratégie du ministère de l'écologie s'intègre donc dans une stratégie plus globale de demande d'informations pour contrôler la gestion des milieux naturels : il cherche à développer l'outil sur des logiques d'évaluation et de suivi de la biodiversité. Toutefois, ces travaux pour intégrer l'IBP à l'IFN se heurtent à des problématiques techniques liés aux outils (section 2) et aux protocoles de l'IFN ainsi qu'à des « *logiques politiques* » de production de bois (entretiens). De manière générale, ce niveau d'information parcellaire est très demandé par le ministère de l'écologie et plus récemment par le ministère de l'agriculture, mais moins soutenu par les autres acteurs du monde forestier. La même confrontation a eu lieu sur les indicateurs inscrits dans la loi d'avenir sur l'agriculture, l'alimentation et la forêt (2014) pour intégrer des indicateurs jusqu'au niveau des documents de gestion (entretien, administration centrale en charge de la biodiversité).

Le choix du ministère de l'écologie de financer l'IBP pour mieux connaître la forêt privée inquiète certains des acteurs : s'agit-il d'une stratégie pour mieux contrôler ce qui s'y passe et pour mieux imposer des exigences environnementales à partir d'un tel indicateur ? À l'heure actuelle, il est difficile de savoir quelle est réellement la stratégie du ministère : d'un côté il pousse au développement et à la généralisation de l'outil pour avoir plus d'informations sur la prise en compte de la biodiversité par les forestiers et de l'autre côté il dément toute velléité d'intégrer systématiquement l'IBP à des plans d'aménagement ou de le rendre obligatoire contrairement à ce que semblent penser d'autres acteurs. Par ailleurs, il ne serait pas facile réglementairement d'imposer spécifiquement l'IBP. La question de la systématisation est encore une fois au cœur des débats autour d'un indicateur (cf. chapitres 3 et 4).

« Ils ne veulent pas le mettre en place de manière systématique. Ils ont peur qu'on l'utilise nous comme un indicateur obligatoire et contraignant. Ce n'était pas du tout ça, l'objectif c'était de faire de la vulgarisation, de mettre en place des outils et de montrer

que ça existe » (entretien, administration centrale en charge de la biodiversité).

« Ils souhaitent que l'outil IBP se popularise mais ils ont toujours dans l'idée de savoir qu'est ce qu'il y a dans les forêts privées. Ça ils ne le disent pas ouvertement, mais on sent bien que c'est ce qu'ils cherchent » (entretien, organisme technique, forêt privée).

3.2.3 Les ONGE nationales : initialement peu porteuses d'un outil ne correspondant pas à leurs stratégies d'action

Au moment du lancement de l'outil peu d'acteurs ont soutenu l'IBP hormis le couple forêt privée-ministère de l'écologie que nous venons d'étudier. Toutefois, s'ils n'ont pas soutenu l'outil, les autres acteurs porteurs des enjeux environnementaux ne s'y sont pas non plus opposés, puisque l'outil ne marquait pas un recul des problématiques environnementales mais au contraire ne pouvait qu'être bénéfique. Ces acteurs d'environnement ont comme le ministère de l'écologie une faible marge de manœuvre et sont contraints à être peu offensifs sur les questions forestières à l'échelle nationale. Un revirement récent semble toutefois en train de s'opérer avec différentes prises de position comme celle du collectif SOS Forêt à l'occasion de la loi d'orientation sur la forêt⁵¹.

Les ONGE rencontrées participent par exemple au comité de pilotage de l'IBP mais elles ne pensent pas y avoir un rôle particulièrement important : *« Ce n'est pas réellement un comité de pilotage : on nous présente les actions qui ont été menées pendant l'année, et on prend en compte notre avis à la marge. »* (entretien, ONGE). Elles sont contraintes à une stratégie de coopération : elles ne s'opposent pas et les forestiers les invitent pour éviter des conflits et légitimer l'aspect environnemental de l'outil. Pour tous les acteurs, l'IBP s'intègre à une situation coopérative, sans conflit. Nous avons observé peu de communication officielle des ONGE sur cet outil et les associations rencontrées n'ont pas témoigné de stratégie particulière vis à vis de l'outil, se limitant à une stratégie de *« laisser-faire »*. Sans être *« pour »* ou *« contre »* l'outil, il n'a pas été conçu pour intégrer leurs propres stratégies d'action mais n'est pas non plus contradictoire avec celles-ci. En effet face aux limites des conflits auparavant *« bouillonnants »*, qu'elles n'ont pas réussi à résoudre, les ONGE ont changé de stratégie : elles ne sont plus dans une stratégie d'opposition ni de blocage (*« les grandes ONG ont appris dans les années 90 la prudence. Au début l'association X était très agressive vis à vis de la forêt privée et notamment [elle] vendait son système [d'indicateurs] en ayant de la difficulté à comprendre pourquoi la propriété forestière familiale n'adhérait pas au modèle qu'il y a par derrière, qui est l'obligation de résultats (indicateurs et cibles). »* (entretien, administration centrale en charge de la biodiversité). Elles cherchent désormais à être associées aux discussions sur l'avenir de la forêt. Elles essayent donc de montrer qu'elles veulent contribuer dans une stratégie d'alliance à un travail en commun, pour ne pas laisser la forêt aux seuls gestionnaires forestiers.

51 <http://www.sosforet.org>

« L'association Z a très rapidement compris que l'association X se trompait de stratégie en prônant un système totalement cohérent, verrouillé et en dénonçant, en sommant qu'il allait faire bouger la situations. L'association Z a tenté un autre système qui est l'entrisme, de dire « en face il n'y a pas que des méchants, on va essayer ensemble. ». Ils sont rentrés à l'intérieur de PEFC. La difficulté c'est que pour un monde associatif il faut avaler pas mal de couleuvres dans ce genre de choses. » (entretien, administration centrale en charge de la biodiversité).

À l'heure actuelle, la stratégie des associations est de se maintenir dans les instances de décision sur la forêt, pour surveiller si cette intégration est bien faite et pour éviter un « *retour en arrière* » (entretiens). L'enjeu pour elles se situe surtout dans la loi d'avenir sur l'agriculture, l'alimentation et la forêt. Ainsi participent-elles aux différents groupes de travail sur la nouvelle loi, sur la redéfinition des référentiels Forest Stewardship Council (FSC), elles organisent aussi des formations à destination des gestionnaires, etc. Leur participation leur permet d'être associées à chaque décision, même si elles commencent à se rendre compte qu'elles ne sont pas toujours écoutées (exemple du collectif SOS Forêt en 2014). Toutefois, malgré leur participation à certaines instances, la thématique forestière est relativement peu portée par les ONGE à l'échelle nationale. Et pour les quelques ONGE qui portent cette thématique à l'échelle nationale, l'IBP n'est pas au centre de stratégies spécifiques : soit elles ont leurs propres outils (comme l'indice de naturalité, Rossi, Vallauri, 2013) soit elles défendent des approches plus territorialisées : « *On ne veut pas d'outil trop nationalisé, c'est ce qu'on défend sur ces outils : des politiques au niveau du territoire. Les outils nationaux sont à adapter* » (entretien, ONGE). Elles préfèrent concentrer leurs faibles ressources sur d'autres fronts, comme l'ancienneté des forêts et la naturalité, la révision des standards FSC... Elles ont utilisé l'IBP pour faire un peu de sensibilisation auprès des forestiers : « *C'est un outil pédagogique, c'est déjà pas mal, on part de loin...* » (entretien, ONGE).

Conclusion de la section 3.2

L'IBP a très rapidement été soutenu par d'autres acteurs que ceux spécifiquement dédiés à la gestion forestière, notamment ceux porteurs d'une préoccupation environnementale : le ministère de l'écologie, France Nature Environnement, certains PNR.... Après des décennies de conflit entre société civile et forestiers, par exemple sur les coupes rases, ou entre l'État, les scientifiques et les forestiers, comme sur la désignation des zones Natura 2000 (Fortier, 2010), aujourd'hui la gestion forestière tend à s'adapter. Les conflits ouverts sont moins nombreux (entretiens). Des engagements ont été pris de chaque côté comme l'instruction biodiversité définie à l'ONF en 2009, des chartes locales de développement forestier, ou encore l'intégration des informations environnementales dans les PSG... Les conflits exacerbés jusqu'au début des années 2000 semblent aujourd'hui retombés, même s'« *il y a*

encore régulièrement des petits clash ça ou là » (entretien, organisme gestionnaire, forêt publique). Toutefois, ce n'est pas pour autant que les AE (ici le ministère de l'écologie, les ONGE, les écologues...) ont pris une place plus importante dans le jeu d'acteur. Au contraire, en analysant le système d'action dans lequel se situent ces AE nous avons compris qu'ils sont dans une position relativement inconfortable. Ils aimeraient modifier les jeux de pouvoir pour s'immiscer un peu plus dans la gestion forestière. Leur stratégie repose sur l'idée de récolter plus d'informations sur ce qui s'y passe afin d'engager un dialogue sur les pratiques de gestion. La stratégie de ces acteurs avec l'IBP est donc d'essayer de rentrer dans un système d'action duquel ils sont plus ou moins exclus ou tout du moins dans lequel ils ont trop peu de pouvoir pour être écoutés. C'est notamment le cas du ministère de l'écologie qui s'est rapidement allié aux concepteurs et promoteurs forestiers de l'outil.

Entre les forestiers et le ministère de l'écologie deux enjeux différents voire antagonistes s'affrontent. Les uns souhaitent qu'on le laisse faire ce qu'ils veulent (stratégie d'autonomie), l'autre souhaite savoir ce qui se passe pour mieux contrôler indirectement (stratégie de contrôle). Pourtant les deux types d'acteurs ont réussi à s'entendre pour faire émerger l'IBP sur la scène nationale. En effet malgré des objectifs divergents, l'émergence de l'IBP servait les stratégies des deux acteurs. On observe ainsi une alliance pour porter l'IBP, fruit d'un rapprochement entre deux acteurs poursuivant des objectifs différents (certains environnementaux, d'autres moins), mais trouvant un intérêt à se rassembler en organisant un partenariat. Cette alliance a été permise par la rencontre de quelques personnalités qui ont été convaincues de la possibilité de travailler ensemble. Cette alliance a permis de montrer que l'outil était porté par plusieurs organisations et donc de renforcer son caractère légitime.

Pour contre, les autres acteurs du monde forestier et en particulier les acteurs pouvant être porteurs de préoccupations environnementales comme les ONGE nationales ont été peu moteurs pour la création et la mise en œuvre de l'IBP. Il ne s'agissait pas d'un refus de l'outil parce qu'il pourrait être contraire à une intention environnementale. Au contraire tous disent qu'ils peuvent aider à porter les enjeux de biodiversité. Ces acteurs ne se sont pas engagés parce que l'outil ne correspondait pas à leurs stratégies propres, et à leur analyse d'une action efficace. Il ne s'intégrait pas dans les modes d'action ou de développement de ces organisations. Ils ont donc choisi un rôle plutôt passif. Ce cas illustre la difficulté à enrôler des alliés, il est nécessaire de les convaincre et notamment de faire en sorte que l'outil ait pour eux un intérêt stratégique.

3.3 Les limites aux potentialités de changement du système d'action via l'IBP : un système d'action lent au changement voire réfractaire

Au départ les acteurs concepteurs de l'IBP étaient très fortement porteurs de l'outil,

notamment en cherchant à le proposer à un maximum d'acteurs. Aujourd'hui il semble y avoir un changement de stratégie de certains de ces acteurs : ils portent toujours l'IBP mais sont parfois un peu plus réticents à le proposer systématiquement. Que s'est-il passé ? Pour cela, après avoir abordé l'émergence de l'outil et les stratégies des acteurs à la fin des années 2000 (section 3.2), intéressons nous maintenant à la deuxième phase de vie de l'outil, à partir de dynamiques locales puis à ses dernières évolutions à l'échelle nationale (années 2013-2014). Comment de nouveaux acteurs se sont-ils saisis de l'IBP ? Comment et pourquoi des acteurs qui au départ n'y ont pas vu d'intérêt par rapport à leur stratégie l'ont-ils finalement utilisé ? Quelles sont les évolutions actuelles de l'outil et les discussions en cours sur son avenir ?

3.3.1 D'autres acteurs se saisissent de l'outil : une deuxième vie à partir de dynamiques locales

Les organismes animateurs de la forêt privée à l'échelle régionale, l'appropriation de l'outil est hétérogène. Certains sont très moteurs comme les CRPF Pays de la Loire ; d'Ile-de-France, du Centre ou de Languedoc Roussillon. D'autres sont plus « réfractaires » (entretiens), comme les CRPF Midi-Pyrénées ou Aquitaine. Par exemple, en région Pays de La Loire, la réalisation de l'IBP lors des plans simples de gestion volontaires a été une des conditions de leur financement, à la suite d'une demande par le Conseil Régional qui exigeait une analyse environnementale préalable et pour laquelle le CRPF a proposé l'IBP. Disposer de l'IBP a été un atout stratégique pour le CRPF, l'outil lui a permis de montrer sa capacité à fournir un diagnostic, et à répondre aux attentes institutionnelles, tout en ayant un outil peu coûteux à intégrer dans les PSG (notamment en comparaison à des inventaires naturalistes).

À l'échelle des fédérations d'organismes gestionnaires d'espaces naturels, il ne semble pas y avoir eu de stratégie particulière développée autour de l'IBP, que ce soit pour les PNR, les parcs nationaux ou les réserves. Cependant, quelques individus ont fait individuellement le choix d'utiliser l'outil. Dans les PNR, l'IBP a été utilisé pour « concrétiser » la notion de biodiversité auprès des gestionnaires ou propriétaires forestiers. Il est aussi intégré à des animations auprès de publics variés. Discuter de l'IBP permet de manière générale que la thématique de la biodiversité ne soit pas oubliée des débats (entretiens). L'IBP a ainsi été proposé sur certains territoires comme outil de suivi de la biodiversité, alors qu'il n'est approprié à cet usage :

« Il faut se mettre dans le contexte, en tant que parc je cherche à favoriser les initiatives qui concourent à parler de biodiversité, les initiatives sont tellement rares... Souvent mes interlocuteurs ont plutôt envie d'enterrer cette question de la biodiversité. Et donc pour une fois j'avais envie de laisser faire. Je n'avais pas envie de contrer parce que je n'avais pas les moyens de proposer mieux. [...] Au moins on en parle et ça permet d'amener la biodiversité dans le débat, dans la réflexion. » (entretien, gestionnaire d'espaces naturels).

L'IBP s'est inscrit dans la stratégie propre de certains parcs naturels régionaux ou nationaux,

qui ont souvent peu de moyens pour influencer les pratiques des gestionnaires et qui sont censés faire de l'animation territoriale, « *parler de biodiversité* ».

Les collectivités territoriales ne sont pour l'instant pas des acteurs fortement présents sur la thématique de la gestion forestière, toutefois certaines se sont intéressées à l'IBP : elles acquièrent aujourd'hui de plus en plus de compétences sur les questions sylvicoles, et de plus elles sont propriétaires de terrains recouverts de forêts comme les Espaces naturels sensibles (ENS), et enfin elles financent beaucoup de projets à l'échelle du territoire, aussi bien en milieu forestier que sur la biodiversité. Certaines régions ont par exemple envisagé d'utiliser cet outil comme critère de sélection des projets qu'elle finance (PDR, crédits européens, SRCE...). L'idée d'utiliser cet outil provenait notamment de sa présence dans les engagements de l'État pour la SNB. Finalement, l'outil était coûteux et la région a choisi un autre mode d'action : financer l'investissement dans des actions innovantes en matière de biodiversité plutôt que de financer le contrôle des pratiques, « *la bonne gestion doit être naturelle* » (entretien, administration territoriale en charge de la biodiversité). Enfin, certains départements ont aussi financé des réalisations d'IBP via des partenariats avec des CRPF, ou dans les espaces naturels sensibles.

Enfin, certaines ONGE locales se sont mobilisées sur l'IBP, notamment comme partenaire lors des réponses à l'appel à projet SNB-SLDF ou dans quelques initiatives indépendantes se basant sur l'IBP ou sur une adaptation de l'IBP (exemple de l'Auvergne⁵², ou de Nature Midi Pyrénées⁵³), souhaitant que ce type d'outils soit diffusé plus largement et que leur utilisation soit encouragée auprès des propriétaires forestiers. Quelques Conservatoires d'espaces naturels ont également contribué à porter cet outil au niveau local, comme le CEN Corse qui s'engage à calculer l'IBP dans le plan de gestion d'une forêt relictuelle⁵⁴.

Pour conclure, à travers ce tour d'horizon des utilisations de l'outil par différents acteurs locaux, les acteurs qui ont choisi d'utiliser l'IBP l'ont fait chacun différemment, en fonction des stratégies d'action propres à chacun (tableau 10). Par ailleurs, il ne s'agissait pas toujours d'une utilisation à destination de gestionnaires forestiers comme un outil théorique « *d'aide à la décision* ». Cet indicateur a aussi probablement permis de modifier des jeux d'acteurs régionaux, cependant nous ne sommes pas descendue à cette échelle d'analyse, ayant plutôt étudié cette modification à l'échelle nationale, se contentant de discours remontés de l'échelon local par les acteurs nationaux.

52http://www.fne.asso.fr/_includes/mods/kb_upload/File/FORET/fiche_Auvergne.pdf

53<http://www.naturemp.org/La-foret.html>

54(<http://www.cen-corse.org/conservatoire-espace-naturel/corse.php?menu=31&idfiche=810>)

Tableau 10: usages de l'IBP envisagés par les acteurs en fonction de leurs modes d'action.

Usage de l'IBP	Mode d'action	Types d'acteurs
Sensibilisation à la biodiversité	Parler de biodiversité, Concrétiser la notion	PNR CRPF
Aide à la décision : Conditions de financement Choix de projets	Influencer les projets financés	CR et DREAL
Évaluation - Suivi de la biodiversité	Connaître, contrôler, influencer les pratiques de gestion	ONG locales PNR et CRPF

3.3.2 L'opposition de l'ONF, un frein à la diffusion de l'outil à toutes les échelles

Après ne pas avoir réagi vis-à-vis de cet outil pendant deux ou trois ans, face aux demandes répétées de ses agents mais aussi de l'extérieur, la direction de l'ONF a choisi de répondre officiellement en publiant un article dans la revue de l'ONF « *Rendez-vous Technique* », pour donner le positionnement de l'ONF (Boulanger et al., 2011) :

« Il fallait qu'on sache qu'est ce qu'on dit à nos agents. Il y a avait un lobbying de la part de X, un peu soutenu par la forêt privée. Et du coup nos agents trouvaient que c'était vraiment bien d'aller observer la biodiversité sur leurs placettes. » (entretien, organisme gestionnaire, forêt publique).

V. Boulanger et al. (2011) expliquent que le refus d'utiliser l'outil au sein de l'office n'est pas un refus lié aux caractéristiques techniques de l'outil mais plutôt à l'utilisation qui pourrait en être faite, à sa pertinence pour l'ONF. Sur le plan organisationnel, l'ONF s'est déjà doté d'outils censés lui permettre de mieux intégrer la préservation de la biodiversité dans sa gestion forestière (instruction biodiversité de 2009). D'après l'ONF l'outil se superpose avec les procédures de l'ONF pour intégrer la biodiversité. Si les agents ONF font déjà ce qui est indiqué dans l'instruction biodiversité, l'IBP n'apportera rien de plus à leurs pratiques (entretien, organisme gestionnaire, forêt publique). Sur des considérations techniques et pratiques, l'ONF refuse ainsi de passer du temps à mesurer des éléments qui ne lui semblent pas pertinentes (parce que théoriquement ses agents font des choses semblables) dans un contexte de restriction budgétaire et de multiplication des enjeux forestiers :

« Il y a de moins en moins de personnel à l'ONF. Quand on a de plus en plus de missions, les missions inutiles il ne faut surtout pas les prendre. » (entretien, organisme gestionnaire, forêt publique).

« Les agents n'ont pas le temps à cause des baisses d'effectifs, on a d'autres enjeux beaucoup plus graves, plus urgents comme les inventaires avant coupe, l'équilibre forêt-gibier, le contrôle des chantiers, bien visiter les coupes... les agents sont déjà en tension là dessus, ça paraît difficile de rajouter cette tâche. L'instruction est claire, elle dit : un bois mort, deux arbres d'intérêt biologique à l'hectare... En fait si on s'assure de faire ça, l'IBP ne va rien changer. » (entretien, organisme gestionnaire, forêt publique).

Inversement, un certain nombre d'AE trouvent que la démarche de l'ONF n'est pas suffisante, qu'il a certes pris des engagements mais qu'ils ne sont pas déclinés en termes de résultats. Ils sont uniquement déclaratifs des intentions sans évaluer leur atteinte. C'est aussi l'inquiétude qu'a probablement eue la direction de l'ONF en voyant arriver l'IBP : la peur d'ouvrir la porte à des indicateur d'état de la biodiversité, et à plus de contrôle des moyens et actions mis en œuvre : « *Le pilotage par indicateur n'est pas forcément souhaitable, et puis l'auto-évaluation pour ça n'est pas appropriée* » (entretien, organisme gestionnaire, forêt publique). Ses agents craignaient les conséquences de l'IBP : « *d'avoir une note et regarder l'évolution tous les cinq ans : qu'est-ce qui va se passer si la note n'est pas bonne ?* ». L'ONF avait une stratégie défensive : ne pas laisser la porte des négociations s'ouvrir et remettre en cause la gestion actuelle. L'article de Boulanger *et al.* (2011) a servi à la fois à stopper la progression de l'IBP au sein de l'ONF mais aussi à rappeler tout ce que faisait déjà l'ONF pour la biodiversité, notamment via l'instruction biodiversité. La publication de cet article par la direction de l'ONF a bloqué quasiment toutes les velléités d'utilisation de l'IBP par les agents ou les demandes d'autres acteurs (entretiens). Hormis quelques cas individuels signalés d'utilisation de l'IBP ou de demandes d'utilisation, l'outil n'est donc presque pas utilisé en forêt publique.

« De la part du terrain on a une écoute, parce qu'ils ont une démarche un peu différente : ils voient l'aspect pratique et l'intérêt pour prendre en compte la biodiversité, comme le propriétaire forestier. Alors qu'au niveau de la direction ils ont mis en place un certain nombre de systèmes de gestion de ces questions de biodiversité qui prennent en compte d'une autre façon la biodiversité donc ils ne sont pas forcément favorables à rajouter des indicateurs supplémentaires, ce qui impliquerait aussi un coût supplémentaire. » (entretien, organisme technique, forêt privée).

Pourquoi un tel refus de la part de l'ONF ? D'après certains interlocuteurs, l'ONF aurait refusé l'outil parce qu'il s'agit d'un outil proposé par la forêt privée, ravivant d'anciennes rivalités entre forêt publique et forêt privée, dans une logique politique.

« C'était politiquement inenvisageable pour l'office de mettre en place un outil qui ne venait pas de chez lui. » (entretien, administration centrale en charge de la biodiversité).

Mais il avait aussi d'autres enjeux, notamment en termes d'indépendance de l'office et de message porté par l'outil dans un contexte où l'office cherche à produire plus. En effet, bien qu'il existe des différences entre forêt privée et forêt publique, ils sont aussi parfois capables de faire front commun sur certains sujets (exemple de Natura 2000) si leurs intérêts sont communs (entretiens).

La réaction de l'ONF n'est donc pas uniquement un positionnement d'opposition lié à des conflits de structure. En effet l'outil a été proposé à la fin des années 2000, dans une période où l'ONF essayait de réaffirmer la fonction de production de la forêt (cf. section 3.1). Ce refus de l'ONF est plus lié à une question de culture de la production forestière qu'à un refus frontal d'utiliser l'outil d'une

autre organisation. En effet, le message principal porté par l'ONF à cette époque était de produire plus : le développement économique de la filière. Un outil qui mettait en avant la conservation de bois mort et de vieux bois sur pied pouvait paraître contradictoire avec cet objectif de production. Or le refus de l'ONF a probablement limité la concrétisation du potentiel environnemental de l'outil.

« C'est une question de culture. Quand on regarde l'IBP de loin, il dit : quand il y a de la maturité c'est bien, quand c'est diversifié c'est bien. On était en plein « produire plus, raccourcir les cycles ». [...] On était dans cette période où on pensait qu'on avait plein de stocks de bois inexploités à disposition, et que l'IBP allait nous empêcher de récolter. » (entretien, organisme gestionnaire, forêt publique).

« Je ne pense pas qu'ils [forêt publique] soient racistes envers les outils qui viennent de la forêt privée parce qu'on s'entend quand même bien avec eux, mais c'est vrai que la politique de l'office ancienne de sylviculture met en avant la futaie régulière. Ça a évolué. Mais n'empêche que là où il y a le plus de futaie régulière c'est en forêt domaniale [...]. L'outil n'a pas plu à l'office parce que ça ne mettait pas en avant leur politique en matière de sylviculture. » (entretien, organisme technique, forêt privée).

Pour conclure, à l'ONF, l'IBP a été rapidement identifié comme contraire aux objectifs de l'époque de l'office sur la production de bois et contraire à une stratégie d'autonomisation consistant à avoir quelques éléments déclaratifs mais à éviter les contrôles en terme de résultats sur l'état de la biodiversité. L'article de Boulanger *et al.* (2011) a servi de rempart à toutes les revendications, et a mis un terme aux tentatives de négociations. Ce rempart sera désormais difficile à franchir.

3.3.3 Des financements de l'État en diminution qui le contraignent à moins aider financièrement le développement de l'outil.

L'IBP est arrivé à maturation à une période où la biodiversité était une priorité politique forte de l'État. Les personnes en poste au ministère étaient convaincues de la nécessité de mieux intégrer les enjeux de biodiversité en milieu forestier, ce qui a permis l'octroi de deux conventions de financement (2009-2012 et 2013-2014) du ministère de l'écologie avec le CNPF sur l'IBP. En 2014 au moment de cette étude, le financement triennal 2015-2017 est en pleine négociation, et le renouvellement des financements pour l'IBP sera probablement plus difficile à obtenir (entretien, administration centrale en charge de la biodiversité). Depuis 2008 et la crise financière, la stratégie de l'État est de réduire les dépenses et la biodiversité n'est plus une problématique forte dans les faits. Le ministère de l'écologie souffre de restrictions budgétaires qui ne lui permettent pas d'avoir des stratégies offensives fortes en matière de biodiversité.

Adapté au contexte dans lequel il a émergé, l'outil sera-t-il suffisamment adapté à ce nouveau contexte ? Aujourd'hui l'IBP peut-il continuer à se développer si les financements de l'État s'arrêtent ? Certains y croient encore : *« C'est une réussite quand l'outil se porte tout seul et les finances publiques n'ont plus besoin de porter les choses. Là ça ne se passe pas encore comme ça mais il y a des prémisses qui*

montrent que quand même ça pourrait l'être. » (entretien, administration centrale en charge de la biodiversité). Mais le ministère de l'écologie est dans une posture difficile stratégiquement : pour poursuivre le développement de l'outil il faudrait soit qu'il se porte tout seul, soit le financer, soit le rendre obligatoire. Or il n'a plus de financement et certains acteurs font pression pour que l'outil ne soit pas rendu obligatoire :

« Quand il y a un frein et pas de financement, ça commence à être compliqué. Politiquement plusieurs sujets rentrent en compétition et politiquement sur la forêt aujourd'hui c'est la mobilisation du bois qui compte. Regardez la loi « agriculture forêt » qui est en cours de préparation... » (entretien, administration centrale en charge de la biodiversité).

3.3.4 Un recul des instances dirigeantes de la forêt privée

Aujourd'hui, les instances dirigeantes de la forêt privée craignent aussi que l'utilisation de l'outil ne leur échappe, et qu'il ne devienne obligatoire ou contraignant pour le développement forestier. Leur stratégie est de tout faire pour qu'il ne soit pas imposé aux forestiers privés. Ils bloquent cette évolution pour deux raisons : à la fois parce que l'outil deviendrait obligatoire et que les forestiers privés ne veulent pas qu'on leur impose une gestion particulière sur leur propriété comme l'a montré l'expérience de Natura 2000, mais aussi parce qu'ils craignent d'autres utilisations de l'outil : conditionnement de financements ou création de zonages de préservation de la biodiversité (TVB, ZNIEFFs ou des zones Natura 2000 par exemple). Dans les deux cas, il existe un risque fort de rejet de l'outil, qui pourrait aussi se propager à la thématique encore fragile de la préservation de la biodiversité (section 3.1). De manière générale les acteurs sont encore incertains quand au devenir de cet outil, même si la plupart ne souhaitent pas le rendre obligatoire et pensent que cette généralisation réglementaire est peu probable.

« Nous on était parti juste sur des formations pour les forestiers, mais comme l'outil est simple d'utilisation on a vu les APNE et les PNR, s'accaparer cet outil et même l'utiliser à des fins qui n'étaient pas celles au départ de la conception. Je leur ai dit : « attention si vous continuez dans ce sens là vous allez empêcher le développement de l'outil auprès des propriétaires ». » (entretien, organisation nationale, forêt privée).

« L'IBP est financé pour l'instant beaucoup par le ministère de l'écologie. Ils pourraient nous dire « puisqu'on vous a financé l'IBP vous allez nous dire où se trouvent les gros bois et puis on fera des îlots là ». On n'a pas d'exemple pour l'instant où l'IBP aboutit à quelque chose de beaucoup plus concret et de réglementaire. Mais on voit dans les engagements du ministère de l'écologie que c'était dans la SNB, de « généraliser l'IBP ». » (entretien, organisme technique, forêt privée).

La forêt privée a une posture ambivalente : elle soutient l'outil tout en freinant un peu son développement. Cette posture manque de lisibilité pour les autres acteurs et l'outil a dépassé son objectif, il s'est autonomisé.

« Ils ne sont pas complètement rassurés, la forêt privée a peur qu'on leur impose dans des logiques évaluatives de long terme. » (entretien, administration centrale en charge de la biodiversité).

« J'ai l'impression qu'ils sont moins fonceurs mais on ne sait pas trop si c'est vrai. [...] Je me demande si la belle époque n'est pas déjà passée. » (entretien, GIP Ecofor).

« J'ai toujours été favorable à l'IBP comme outil de communication, comme outil de diagnostic, c'est très intéressant, de vulgarisation sur la biodiversité mais avec un danger et fort que le ministère de l'agriculture ici avait bien vu, c'est de rendre l'IBP obligatoire dans les plans simples de gestion. » (entretien, organisme technique, forêt privée).

Pour conclure cette sous-section, l'analyse des stratégies actuelles des acteurs à propos de l'IBP permet de souligner que les stratégies évoluent en fur et à mesure de la vie de l'indicateur, notamment avec les évolutions de sa trajectoire. À l'heure actuelle les acteurs promoteurs initiaux de l'IBP semblent commencer à freiner un peu leur portage, parce que l'outil a déjà atteint une certaine notoriété et s'est largement diffusé mais aussi parce que leur inquiétude est de tomber dans un extrême inverse : un outil qui deviendrait systématique et qui en perdrait toutes les potentialités stratégiques qui faisaient qu'il intégrait les stratégies propres des acteurs. Par ailleurs chez les forestiers publics, il semblerait qu'un mouvement inverse se fasse sentir, tendant à une reconnaissance de l'outil. Sans prôner non plus l'utilisation de l'IBP, l'office serait plus souple avec ceux qui voudraient l'utiliser, comme dans les appels à projets SNB-SLDF. Pourquoi ? Y-ont-ils finalement trouvé une utilisation pertinente ? Ont-ils vu que l'outil n'était pas suffisamment robuste pour qu'on leur impose ? Que l'État était trop faible pour l'imposer notamment si la forêt privée le refuse ? Est-ce-que le contexte a changé ? De plus, le CNPF a déposé la marque et le logo IBP, ce qui lui permettra de continuer sa stratégie de démonstration de ses compétences propres. L'avenir de l'IBP est encore incertain.

Conclusion du chapitre 5

Si cet indicateur pouvait paraître anecdotique, notamment en comparaison de l'ampleur des deux indicateurs étudiés précédemment, le nombre d'acteurs qui le connaissent et ont suivi les débats à son sujet montre qu'il méritait notre attention. Son analyse a conforté la pertinence de notre questionnement mêlant à la fois l'intérêt de l'outil pour la préservation de la biodiversité et pour les acteurs cherchant à la préserver (tableau 11). Les différents acteurs porteurs d'enjeux environnementaux du cas l'ont mobilisé pour faire changer le système d'action tout en étant conscient de ses propres limites.

Tableau 11: intérêt environnemental réalisé et potentiel de l'IBP (cadre d'analyse développé à partir de nos propres travaux, et non des objectifs affichés du programme)

	Potentialités du projet	Contribution observée de l'indicateur à partir des entretiens
Modification de l'état de l'objet écologique	Diminuer les impacts de la gestion forestière sur la biodiversité	Contribution faible au vu des sondages mais nécessiterait une évaluation plus approfondie
Apport de connaissances sur l'objet écologique	Synthèse des connaissances existantes	Synthèse appréciée des gestionnaires forestiers non spécialistes de la biodiversité
	Nouvelles thématiques de recherche	Nouveaux regards apportés sur certaines thématiques (confronter point de vue d'écologue et de gestionnaire), limités à un faible nombre d'individus et de travaux
	Méthodologie utilisable pour d'autres travaux de recherche	Quelques utilisations pour pré-identifier des zones à enjeu de biodiversité.
	Suivi de la biodiversité à l'échelle nationale	À l'heure actuelle non observé : problèmes méthodologiques et politiques
	Suscite l'innovation : besoin du développement de nouveaux outils	Mise en évidence de manques et développement de nouveaux outils
Mise à l'agenda de l'objet écologique	Apparition et institutionnalisation d'une nouvelle thématique « la biodiversité potentielle »	Facteurs clés déjà identifiés par les chercheurs mais contribution à la diffusion de cette thématique vers d'autres acteurs : formations sur les habitats hébergeant de la biodiversité par exemple
	Maintien à l'agenda d'une thématique existante	Contribution majeure de l'IBP qui concrétise et fait parler de biodiversité
Modes d'action : interventions sur le système d'action	Modifier la perception des forestiers	À l'heure actuelle ce sont souvent les forestiers déjà sensibilisés qui ont réalisé l'IBP.
	Modifier les choix de gestion	Pas d'affirmation possible d'un réel changement des pratiques
	Modifier la perception par les autres acteurs	Sensibilisation de quelques élus, de financeurs ou du grand public
Amélioration du positionnement des AE	Renforcement des capacités d'action des AE (ressources, compétences, légitimité)	Rapprochement et soutien de certains acteurs d'environnements Renforcement d'un réseau d'échange informel

Renforcement des ressources et compétences propres et collectives des AE

En terme de ressources financières, l'IBP a permis aux acteurs qui souhaitaient porter des enjeux environnementaux au sein de la forêt privée d'obtenir des financements pour leurs travaux de recherche, de développement de l'outil et de connaissances sur la biodiversité en milieu forestier. Ces ressources ont donc été mobilisées dans l'objectif stratégique d'améliorer la connaissance sur la biodiversité forestière. Ce financement a aussi été utilisé pour organiser des formations à l'IBP, donc a contribué à l'objectif stratégique de sensibilisation à la biodiversité. Pour le ministère de l'écologie financer les travaux sur l'IBP, même temporairement, était une forme de reconnaissance des acteurs porteurs de la thématique de la biodiversité internes à la forêt privée que sont les concepteurs de l'IBP, une manière de les soutenir publiquement. Face à un monde forestier dans lequel ils ont peu d'entrées, et qui affiche un discours environnemental plus qu'il n'agit, les AE externes choisissent de soutenir ceux qui souhaitent agir de l'intérieur, même si pour l'instant ils sont eux aussi dans une position difficile. Le secteur forestier a un positionnement tellement fort que les potentialités d'actions ne peuvent venir que d'acteurs de l'intérieur.

« Vous prenez le pari d'aider ceux qui bougent et qu'il se passera toujours quelque chose. Ce ne sera peut être pas à court terme ou sur ce coup en particulier mais vous avez une chance raisonnable d'avoir un retour sur investissement ultérieurement. Il ne jamais oublier que la politique forestière c'est un super tanker avec un moteur d'autobus et des freins de vélo solex. La forêt privée c'est aussi comme ça, vous ne déroutez pas tout, vous ne freinez pas. Votre capacité d'accélération existe mais est modérée. » (entretien, administration centrale en charge de la biodiversité).

Ainsi, ce cas d'étude confirme l'importance des dynamiques internes de portage de l'environnement au sein du secteur forestier mais aussi au sein des administrations. Étant donné le poids énorme des enjeux sectoriels dans le cas du monde forestier, la dynamique interne de portage de l'environnement au sein du secteur devient première dans l'analyse stratégique du cas.

Sur le plan des ressources humaines, l'IBP n'a pas permis de recrutement pérenne mais a contribué à la création d'un réseau d'acteurs sur cette thématique et de partenariats. Les AE disposent des ressources des autres acteurs de ce réseau, en particulier l'appui des scientifiques de l'IRSTEA, de l'INRA ou encore les experts du WWF.

En termes de compétences scientifiques et techniques, les acteurs qui cherchaient à porter l'enjeu biodiversité en interne à la forêt privée ont acquis des connaissances sur le lien entre la biodiversité et la gestion forestière, leur permettant d'obtenir au sein de leurs structures le statut d'expert sur ces questions. Ils ont aussi acquis des compétences sur la gestion des bases de données et de suivi de la biodiversité, notamment via le travail conjoint avec l'INRA. Ces avantages stratégiques se traduisent aussi en compétences opérationnelles acquises : montage de projet, développement de

partenariats et de savoir faire collectifs. Ils se sont pleinement insérés dans le système d'action à l'œuvre : par l'apprentissage des aspects politiques liés aux outils, des compromis à trouver entre un outil accepté/refusé des propriétaires mais aussi des aspects institutionnels, par la naissance ou le renforcement de relations directes avec des gestionnaires.

Pour conclure, les ressources et compétences développées l'ont surtout été au sein du petit réseau d'acteurs qui participent à la conception et au développement de l'outil. Pour les autres AE comme le ministère de l'écologie ou les ONGE, l'impact direct est faible, hormis la découverte du besoin de développer ce type de compétences et le lancement d'autres projets (Passiflor, indice de naturalité, etc.). L'expérience de l'IBP ne leur a pas permis concrètement de développer des capacités d'action mais a permis de révéler un besoin et de susciter des projets pour augmenter ces capacités. Enfin, ce programme leur a permis de soutenir les AE internes au milieu forestiers, donc indirectement d'agir sur la préservation de la biodiversité forestière.

Un indicateur qui est utilisé pour modifier petit à petit le système d'action, jusqu'à ce qu'il ne le puisse plus

Avec l'IBP, nous sommes finalement très loin de l'image du tableau de bord de gestion, d'un simple outil d'aide à la décision, qui serait adopté parce qu'il correspond aux attentes des gestionnaires. L'émergence et la diffusion de l'IBP ont été entièrement contraints par les stratégies propres des acteurs. Si l'IBP émerge, c'est bien dans une tentative pour modifier le système d'action en place : le faire bouger un peu plus dans un sens favorable pour les AE, tout en tentant de limiter son changement dans un sens qui leur serait défavorable.

La marge de manœuvre des acteurs d'environnement est faible en matière de biodiversité forestière. Les acteurs d'environnement internes à l'administration développent une stratégie basée sur la connaissance et, indirectement, sur le contrôle de la gestion forestière. Leur choix de développer l'IBP est cohérent avec cette stratégie. Les stratégies des autres AE tels que les PNR, les collectivités ou les ONGE sont construites dans le cadre d'une « *gestion partagée* » (Bernard, 2007) dans laquelle ils n'imposent rien au milieu forestier mais se servent de l'IBP pour que le sujet de la préservation de la biodiversité reste un enjeu majeur, une thématique discutée. Les stratégies observées dans le cadre de cette gestion partagée dépendent des acteurs. Les acteurs sectoriels comme la forêt privée cherchent à montrer leur capacité d'expertise et font preuve d'une ouverture au dialogue par exemple par l'organisation d'un comité de pilotage. Inversement, au ministère de l'écologie, la stratégie est de collaborer de façon très interactive, par la création d'un partenariat financier et en essayant d'orienter les développements du programme, en lien avec une stratégie d'expansion de sa propre marge de manœuvre (le ministère aimerait que l'utilisation de l'outil se généralise pour mieux connaître ce qui se passe en milieu forestier privé). Pour les associations de protections de la nature, la coopération se

fait de manière plus souple, en affichant un soutien à l'outil et parfois même en proposant des formations.

Notre questionnement initial était issu du double constat de l'influence des jeux de pouvoir et de la situation organisationnelle sur la construction d'indicateurs, mais aussi de leurs potentialités à faire bouger ces jeux de force et ces situations (cf. chapitre 1). L'IBP illustre ce constat : il a été conçu dans des stratégies pour faire bouger les lignes tout en étant contraint par la situation initiale. Les stratégies des acteurs sont en tension dans cette dialectique. Les AE doivent intégrer l'indicateur dans le système d'action existant tout en cherchant à modifier ce système d'action à l'aide de l'indicateur. Cela explique en partie les difficultés de faire changer un système d'action à partir d'indicateurs de biodiversité et le sentiment de déception ou d'inefficacité qu'ont certains acteurs. Face à un contexte forestier extrêmement tendu, la stratégie des AE a été de s'intégrer à ce monde : avoir un outil qui soit produit en interne, qui ne soit pas trop exigeant en terme d'état de la biodiversité à atteindre et surtout qui n'ait rien de contraignant. L'IBP a permis de faire avancer un peu la cause environnementale sans changement radical. Il intègre une stratégie des « petits pas » plutôt que de l'opposition frontale pour modifier le système d'action.

Cas complémentaire : CarHAB

Le programme de cartographie nationale de la végétation française (CarHAB) a été utilisé dans cette thèse comme cas d'étude complémentaire. Nous ne présentons pas une analyse détaillée mais plutôt un descriptif du programme pour permettre de mieux comprendre la partie 3 et plus particulièrement les éléments de réflexion issus de ce cas d'étude. Cette description se base sur les documents liés au programme ainsi qu'une dizaine d'entretiens réalisés auprès des concepteurs, financeurs et futurs utilisateurs du programme.

Objectifs

Le projet CarHAB vise à disposer à l'horizon 2025 d'une première cartographie des habitats du territoire métropolitain, à l'échelle du 1/25 000^{ème}, sur une base référentielle de phytosociologie dynamique et paysagère. Elle devrait couvrir environ 300 000 des 550 000 km² du territoire métropolitain, soit l'ensemble du territoire à l'exclusion des milieux artificiels et urbains, les cultures étant distinguées des espaces naturels. Deux grands types d'enjeux sont avancés : des enjeux de connaissance et des enjeux opérationnels (Ichter et al., 2012). Concernant les enjeux de connaissance, le programme doit permettre : d'améliorer la connaissance sur la biodiversité remarquable et ordinaire et son évolution ; de surveiller l'état de conservation des habitats d'intérêt communautaire, au titre de la directive « Habitats-Faune-Flore » ; de développer un cadre méthodologique cohérent et homogène sur l'ensemble du territoire (France métropolitaine puis outre-mer) pour cartographier, évaluer et suivre les habitats terrestres naturels et semi-naturels. Concernant les enjeux opérationnels, le programme a pour objectif de renforcer l'intégration de la dimension habitat de la biodiversité dans les politiques sectorielles, en particulier : veiller à la représentativité des aires protégées par rapport aux habitats, aux milieux et aux espèces (SCAP) ; maintenir et restaurer les connectivités écologiques et développer les infrastructures écologiques (trame verte et bleue) ; intégrer en amont les projets d'infrastructures et politiques d'aménagement et d'urbanisme, pour permettre une connaissance localisée des enjeux en termes de biodiversité. Ces objectifs ne sont pas encore atteints puisque la méthodologie de cartographie est en cours de réalisation et que les éléments cartographiés et les informations qui seront disponibles sous forme de systèmes d'informations géographiques sont encore en discussion.

« L'idée c'était que la cartographie serve pour les communes, les départements, les régions dans tous les schémas d'aménagement, tous les PLU, les SCOT, les plans d'occupation des sols... Mais aussi de permettre au CNPN de faire un boulot beaucoup plus précis sur la délimitation de la compensation de la destruction d'habitat. Il y avait

en plus un manque criant quand on essayait de faire l'évaluation pour répondre à l'article 17 de la directive Habitat Faune Flore. » (entretien CarHAB, administration centrale en charge de la biodiversité).

Organisation du programme

Le programme a été officiellement lancé en 2011, après de premières réflexions méthodologiques (Olivier et al., 2011) et des contacts pris auprès de premiers organismes partenaires en 2007 et 2008.

Le programme se structure autour de trois volets : les outils, la méthodologie de cartographie et les systèmes d'information (Ichter et al., 2012). La première phase, de 2011 à 2014 était censée permettre de définir un cadrage méthodologique commun et d'effectuer des premiers tests sur des régions pilotes (cartographies de terrain, modélisation...). Pendant ce temps, la déclinaison de la typologie phytosociologique⁵⁵ a été finalisée, et des fonds cartographiques testés. Le système d'information nécessaire a été progressivement identifié et sa mise en place a débuté en 2013. Une deuxième phase de 2015 à 2018 est sensée permettre le déploiement des outils et des méthodes pour la réalisation de la carte finale en 2025.

Ce programme est piloté au niveau national par la direction de l'eau et de la biodiversité au ministère de l'écologie et co-financé par la direction des infrastructures de transport. L'animation scientifique est réalisée par le Service du patrimoine naturel du MNHN et la Fédération des Conservatoires botaniques nationaux. Le comité technique est constitué par des organismes d'expertise ou de recherche (CBN, FCBN, MNHN, IRSTEA, Société Française de phytosociologie), de plusieurs universités (université de Bretagne occidentale, université de Clermont-Ferrand, université de Saint-Etienne, université de Bordeaux...) et des organismes opérationnels comme l'Institut géographique national (IGN).

La carte va être réalisée en deux temps : tout d'abord le découpage d'un « fond blanc » par télédétection, photo-interprétation et modélisation de différentes variables environnementales (pentes, climatologie, géologie...) ; puis le renseignement et la validation de ce fond blanc sur le terrain par des phytosociologues (annexe 5).

Évolutions du programme

Le programme a vu le jour dans la période favorable à la biodiversité qui a suivi le Grenelle de l'environnement. Les financements proviennent en partie du Grand emprunt lancé par le président N. Sarkozy pour financer des projets d'avenir de grande ampleur (au total plusieurs milliards d'euros ont été distribués). À l'issue de la conférence environnementale de septembre 2012, le programme

⁵⁵ Prodrôme des végétations : <http://inpn.mnhn.fr/programme/referentiels-habitats/referentiels-habitats-ou-vegetations>

CarHAB a été réaffirmé comme un chantier prioritaire dans la feuille de route pour la transition écologique et des résultats étaient attendus dès 2017 avec la production de premières zones cartographiées. Encore aujourd'hui dans un contexte de diminution des financements du ministère de l'écologie, ce programme est un des derniers programmes de connaissance que le ministère continue à financer. Mais fin 2014 (nos derniers entretiens) les enquêtés exprimaient des doutes sur la poursuite de ces financements. Il semblerait que les concepteurs aient du mal à démontrer l'utilité du programme auprès d'éventuels financeurs, surtout sans exemple à faire valoir et parce que la phase d'acquisition de connaissances et d'innovation méthodologique a pris une grosse ampleur, masquant les aspects opérationnels de l'outil.

« Le projet a été présenté comme absolument essentiel par rapport à toutes les politiques de connaissances pour plusieurs raisons. Tout d'abord, c'est une approche un peu nouvelle, qui met la priorité aux habitats. Deuxièmement, connaître la répartition des habitats selon des référentiels pointus est indispensable à la mise en œuvre de stratégie de protection, d'acquisition de connaissance. Et enfin, ils ont comparé à la carte géologique : on n'en a pas de la végétation (ce qui est faux d'ailleurs, on a une mais pas de la même précision). Ceci-dit à force de dire ça on a juste oublié quelque part de faire l'effort de justifier. À tel point que devant les sommes qui sont réclamées aujourd'hui pour mener ces travaux on n'a pas véritablement de corpus simple présentant le pourquoi du comment à des gens qui sont censés payer. » (entretien CarHAB, anonyme).

Sur le plan méthodologique le projet a aussi beaucoup évolué. Par exemple, l'échelle envisagée initialement était le 1/50 000^{ème} puis progressivement 1/25 000^{ème}. Cette échelle est un compromis entre les échelles souhaitées par les différents acteurs (en fonction des méthodologies qu'ils utilisent ou des informations dont ils ont besoin). Elle est cohérente avec l'échelle de rendu de l'IGN et peut par exemple permettre de répondre à des attentes européenne (zones natura 2000). En revanche, il s'agit d'un objectif ambitieux puisque assez fin, et qui nécessitera donc une forte investigation de terrain (entretiens). À titre d'exemple en Italie, la cartographie phytosociologique existante à l'échelle de l'ensemble du territoire n'est au 1/50 000^{ème} et une quinzaine d'années a été nécessaire pour la réaliser.

Pour éviter les difficultés de représentations de mosaïques de végétations, les concepteurs ont choisis d'utiliser un système d'emboîtement hiérarchique des associations végétales. La discipline concernée est la phytosociologie paysagère, qui permet de décrire des successions dynamiques de végétation, dans le temps et dans l'espace. Le programme CarHAB a été une opportunité pour mettre à jour les classifications existantes (le prodrome des végétations) et de mieux décrire un certain nombre d'associations régionales et leurs dynamiques. Il contribue à promouvoir la phytosociologie paysagère. En revanche, les chercheurs de cette discipline se sont éloignés depuis quelques années des chercheurs en écologie et en télédétection. Enfin, de nombreux courants s'affrontent encore à

l'heure actuelle. C'est une science qui est entrain d'évoluer fortement. Une des difficultés principales dans la réalisation de cette cartographie réside dans l'absence de vocabulaire et de méthode commune entre ces différentes disciplines scientifiques mais aussi avec les professionnels de la cartographies comme à l'IGN, ou les botanistes des Conservatoires botaniques nationaux.

Initialement, le projet a été lancé pour répondre à des objectifs de rapportage dans le cadre de Natura 2000. Pourtant cet objectif est vite devenu secondaire pour les concepteurs enquêtés et parfois peu cohérent avec la méthodologie choisie. Par exemple étant donnée l'ampleur de la démarche pour l'instant la réactualisation des cartes est souhaitée par les différents acteurs mais ses modalités sont encore peu définies. Or pour le rapportage européen une méthode de réactualisation sera nécessaire. Par ailleurs, la nomenclature des habitats choisie n'a pas été celle de la directive. Les concepteurs ont décidé de s'appuyer sur la nomenclature utilisée par la phytosociologie, sur la base du prodrome des végétations, qui pourra ensuite être retranscrite en nomenclature de la directive. De plus, s'il s'agissait uniquement de répondre à la directive, une approche statistique par échantillonnage et télédétection aurait pu être suffisante, comme l'ont fait d'autres pays (entretien, organisme d'expertise européen sur la biodiversité). Or la France avait de plus des objectifs administratifs et de connaissance, elle a donc choisi une approche cartographique et non statistique.

« Quand j'ai défendu ce projet il y avait d'abord un objectif d'outil pour les politiques publiques, pour l'aménagement plus qu'un objectif de recherche. On a fait le choix de se baser sur les habitats européens et on s'est rendus compte qu'il y avait aussi un enjeu d'acquisition de connaissance mais c'est venu après. C'était d'abord un outil opérationnel. » (entretien CarHAB, administration centrale en charge de la biodiversité).

« La France n'a rien, donc ils ont besoin de faire quelque chose. C'est peut-être lié à l'histoire de la végétation en France où ils ont pensé que la seule vraie méthode de monitoring c'est de faire des cartes qui coûtent très cher et ce n'est pas forcément mieux. [...] On a les deux approches : statistique ou cartographique. Les deux sont valides. La France pour des raisons particulières a décidé de faire une carte. [...] Si le besoin c'est de donner les tendances à l'Europe et l'état de conservation on a besoin de savoir aussi la surface, et pour ça les approches statistiques sont valables au moins pour les habitats pas trop rares. Si c'est pour répondre aux demandes des projets de construction, il faut savoir exactement où se trouve l'habitat. Une vraie carte est alors plus ou moins obligatoire. » (entretien CarHAB, organisme d'expertise européen sur la biodiversité).

« CarHAB a été pensé dans le cadre du rapportage pour la directive Habitat-faune-flore mais aussi pour toutes les politiques d'aménagement actuel, il y a tout un socle de connaissances indispensables, pour les politiques de conservation de la biodiversité (par l'État mais aussi les régions avec les PNR, RNR..), [...] Le rapportage a été le catalyseur du programme, pas une fin en soi. L'objectif principal est de bien connaître ce qu'on a pour bien le gérer. » (entretien CarHAB, administration centrale en charge de la biodiversité).

Pour conclure, le programme CarHAB est un programme ambitieux qui vise à cartographier la végétation de la France métropolitaine à un échelle du 1/25 000ème. Vingt ans seront probablement nécessaires ainsi que de nombreux participants : phytosociologues, modélisateurs, photo-interprète, ingénieurs chargés des systèmes d'informations géographiques et des applications de saisie de données, etc. Nécessairement un projet d'une telle ampleur est confronté à un certain nombre de difficultés, liées au fait que cette cartographie part nécessite de nombreuses innovations et choix méthodologiques. Il est certain qu'elle aura un intérêt direct en termes de connaissances. Elle sera aussi utile pour l'action en faveur de l'environnement si les querelles méthodologiques sont surmontées et les besoins des utilisateurs bien définis et intégrés dans la méthodologie, soit dans la carte principale soit via des cartographies supplémentaires. L'incertitude majeure est la poursuite des financements pour un programme d'une telle ampleur et qui a encore du mal à démontrer son utilité. Le lien à l'action semble parfois très indirect à certains financeurs.

Conclusion de la partie 2

À l'issue de la première partie de ce manuscrit, nous étions arrivés à la conclusion que les indicateurs sont influencés par le système d'action dans lequel ils sont conçus, tout en ayant le potentiel pour changer ce système d'action (chapitre 1). Partant du principe que certains acteurs ont une intention de changement de la situation de gestion de la biodiversité, nous avons choisi de nous demander comment les indicateurs peuvent contribuer à une action efficace des acteurs porteurs d'une préoccupation environnementale pour améliorer l'état de la biodiversité, et comment les penser pour guider une conception plus efficace. Nous avons notamment fait l'hypothèse qu'une analyse stratégique plaçant l'efficacité de l'action au cœur du questionnement pourrait nous aider à la fois à analyser les jeux de pouvoir et les contraintes organisationnelles dans le cadre desquels les indicateurs sont construits et à orienter la réflexion sur les possibilités pour faire bouger les lignes des jeux de pouvoir et de l'organisation, c'est-à-dire du système d'action, à partir des indicateurs. Pour cela nous avons suivi, décrit et analysé de manière approfondie trois études de cas (chapitres 3 à 5) et décrit simplement une quatrième (encart dédié à CarHAB). La logique de cette analyse a été double : nous avons eu une démarche centrée sur l'efficacité de l'action (qui est le cœur de notre thèse) mais ouverte vis-à-vis des questions qui pourraient émerger du terrain (cf. chapitre 2). Ces deux types de questionnements seront croisés dans la partie 3 du manuscrit, et nous verrons qu'ils convergent en partie.

1. La possibilité méthodologique d'une analyse stratégique de l'intérêt environnemental des indicateurs

Cette analyse de cas souligne qu'il est possible de s'intéresser à la contribution des indicateurs à l'action en faveur de la biodiversité. Inspirés par les travaux existants sur les indicateurs (chapitre 1) et ceux issus de l'analyse stratégique de la gestion environnementale (chapitre 2), nous avons choisi d'analyser cette contribution à partir de cinq dimensions : l'amélioration de l'état de l'objet écologique concerné, l'apport de connaissances sur l'objet écologique, la mise à l'agenda de l'objet écologique, l'intervention sur le système de gestion existant, et la modification des relations de pouvoirs via l'amélioration du positionnement des AE. Initialement nous soupçonnions l'intérêt de ces dimensions pour notre analyse parce qu'elles sont proches de celles proposées par F. Guillet pour analyser la stratégie d'une ONG porteuse d'un enjeu environnemental (Guillet, 2011) et que nous voulions analyser la contribution des indicateurs aux stratégies d'action d'acteurs d'environnement. À travers l'analyse des cas, cette proposition a révélé son intérêt pour s'interroger sur les potentialités des indicateurs : elles ont été des éléments structurants pour notre analyse mais aussi pertinents pour

présenter et décrire nos résultats. Elles sont à la fois suffisamment précises pour entrer en profondeur dans l'analyse stratégique de l'action menée par les acteurs ayant une intention de changement environnemental tout en étant suffisamment ouvertes pour laisser émerger des questionnements spécifiques aux cas.

2. Des indicateurs conçus et mobilisés par des acteurs minoritaires qui ont des intentions de changement environnemental de la situation

Nous avons bâti notre questionnaire initial sur l'hypothèse qu'il existe des acteurs ayant une intention de changement environnemental et qu'ils mobilisent des indicateurs dans cette optique (cf. chapitre 2). Dans chaque cas d'étude nous avons effectivement constaté que les indicateurs étudiés sont à l'origine conçus et mobilisés par des acteurs qui ont le désir de changer la manière dont est prise en charge la biodiversité. Ces résultats confortent l'idée qu'il existe bien de tels acteurs, que les indicateurs sont intégrés dans leurs stratégies d'action, et surtout que pour s'interroger sur l'impact des indicateurs il est nécessaire de s'intéresser aux acteurs et aux jeux d'acteurs sous-jacents. Indicateurs et acteurs sont indissociables.

Parmi ces acteurs qui cherchent à mobiliser les indicateurs avec un objectif environnemental certains sont issus d'organisations qui sont structurellement des acteurs d'environnement comme l'UICN et le SPN pour les LR, d'autres le sont moins : le programme CarNET-B est une initiative du secteur des aménageurs, et l'IBP du secteur de la forêt privée. Des dynamiques complexes entre acteurs d'environnement internes ou externes à ces secteurs se mettent en place pour faire bouger ces secteurs depuis l'intérieur. Ces concepts d'acteur d'environnement, d'acteur sectoriel et d'acteur régulateur, fréquemment mobilisés par l'ASGE (cf. chapitre 2), sont aussi éclairants pour notre objet d'étude. Par exemple nous avons retrouvé le dialogue interne aux AR entre les services routiers et les services biodiversité au sein du ministère de l'écologie, ou encore le dialogue entre le ministère en charge de l'écologie et le ministère en charge de la forêt au sein de l'État. En revanche, aucun des indicateurs étudiés n'a été directement porté par des acteurs qui chercheraient à limiter l'action en faveur de la préservation de la biodiversité. Dans aucun des cas, nous n'avons observé des acteurs qui mobiliseraient les informations des indicateurs pour susciter de l'inaction et pour fabriquer stratégiquement de l'incertitude (Benhammou, Mermet, 2003). Le seul doute que nous pouvons encore avoir est sur l'IBP. Les concepteurs et premiers protagonistes de l'outil avaient une intention environnementale. Par contre, cela est moins sûr pour d'autres acteurs forestiers qui ont pu se servir de l'outil pour continuer à faire comme ils faisaient auparavant tout en évitant trop de pressions environnementales externes. Il n'y a aucun d'élément de preuves dans un sens ou dans un autre. Ces résultats sur les acteurs porteurs des indicateurs sont fortement dépendants des indicateurs que nous avons choisis mais peuvent aussi probablement être des indices pour s'interroger sur le contexte

d'action (cf. chapitre 6).

Dans le cas des LR et de CarNET-B, un petit nombre d'acteurs sont persuadés de l'utilité de l'outil. Dans un cas (LR), après avoir argumenté, ils ont réussi à motiver quelques acteurs clés pour en tester la faisabilité et l'intérêt, puis la grande majorité des acteurs pour réaliser et utiliser ces listes. Dans l'autre (CarNET-B), les utilisateurs potentiels n'ont pas été convaincus par l'outil. Enfin, dans le dernier cas, l'IBP, le petit groupe d'acteurs concepteurs de l'outil a réussi à convaincre une partie des autres acteurs, mais une partie est restée sceptique sur son utilité, voire réfractaire. Tous nos résultats convergent vers l'idée que pour que les indicateurs soient adoptés, les concepteurs doivent réussir à convaincre les autres acteurs en négociant pour se trouver des alliés et aboutir à l'institutionnalisation de l'outil.

L'ensemble de la sociologie de la traduction insiste sur cette négociation et s'interroge sur les caractéristiques des indicateurs et sur le travail nécessaire de la part des concepteurs pour convaincre. M. Callon et B. Latour (avec parfois un choix de vocabulaire un peu différent) ont tous deux montré que des étapes d'enrôlement et d'intéressement stabilisent le réseau, afin que l'innovation soit considérée comme une « *boîte noire* » (Chiapello, Gilbert, 2013), c'est-à-dire comme faisant partie du quotidien, ne posant plus question. Dans les théories de l'acteur réseau proposées par ces auteurs, le modèle de l'intéressement permet de comprendre que pour qu'un outil réussisse à s'implanter, des adaptations multilatérales et une recherche de compromis impliquant les humains et les non humains sont nécessaires (cf. Chapitre 1). V. Boussard (2001) nous donne déjà une piste de réflexion sur les caractéristiques des indicateurs sur lesquelles peuvent s'appuyer les acteurs pour réussir dans le temps enrôlement et intéressement, et surtout pour que l'action de préservation de la biodiversité qui leur est sous-jacente ne soit plus contestée, comme dans l'exemple sur lequel elle travaille des indicateurs « *prégnants* » (cf. chapitre 1) : « *La réponse semble venir de la capacité des indicateurs à incarner, objectiver des représentations, à équiper les situations sociales. Ils permettent de faire percevoir sous forme d'objet concret, imagé, solide, des phénomènes et des débats abstraits. Ces objets prennent leur place en les rendant plus maniables, plus accessibles aux raisonnements humains. Les acteurs peuvent s'en servir pour construire leurs discours, leurs raisonnements et leurs argumentations. En outre, les indicateurs expriment de manière brève et simple une réalité beaucoup plus complexe : ils condensent et cristallisent des concepts, des valeurs et des normes, des justifications de ces derniers. Ils capturent une réalité et la reproduisent, sans qu'il soit besoin à chaque fois de la rappeler dans son intégralité [...]. Les résultats semblent devenir autonomes, indépendants des raisonnements qui les fondent. Finalement, les indicateurs prégnants donnent plus de consistance et de résistance à des représentations de l'organisation qui sans eux seraient vite balayées par une argumentation contradictoire* ». Nous verrons dans le chapitre 8 que les travaux sur la négociation peuvent aussi être utiles pour éclairer ces

différents processus.

3. Une institutionnalisation des indicateurs au cœur des stratégies des acteurs : parfois rejetée, parfois souhaitée, parfois concrétisée

Outre une interrogation sur la manière d'institutionnaliser les indicateurs, la comparaison des résultats issus des trois cas permet de nous interroger sur l'intérêt stratégique d'une telle institutionnalisation. Celle-ci repose sur la formalisation et l'explication d'informations, pour déboucher sur un accord sur les qualifications et les règles, par exemple sur ce qui est considéré comme menacé ou non, sur ce qui est prioritaire ou non, sur ce qui est opposable ou non... L'institutionnalisation des indicateurs permet une dépersonnalisation de l'information, un affranchissement progressif par rapport aux appréciations individuelles. Mais les indicateurs peuvent-ils et doivent-ils servir à institutionnaliser de l'information pour contribuer à une action efficace ?

Dans le cas des listes rouges (chapitre 3), nous avons vu que les acteurs nous parlent tous d'un objectif de systématiser l'information disponible, de l'institutionnaliser pour s'en servir ensuite pour argumenter. Et l'objectif est atteint. Inversement, dans CarNET-B, l'objectif initial des aménageurs était de se donner une sécurité juridique la plus complète possible. Les acteurs souhaiteraient des informations systématiques, anonymes et si possibles antérieures aux projets d'aménagements, et qui ne puissent pas être remises en question. Mais lors de la mise en œuvre du projet, il n'y a pas eu d'institutionnalisation de l'outil ; au contraire nous observons surtout de l'acquisition de connaissance via des bases de données naturalistes et de la montée en compétence des experts, sans systématisation. À l'inverse du cas des LR dans lequel la scientificité de l'outil a réussi à le faire gagner en crédibilité et à l'instituer, dans ce cas le « blindage » scientifique qu'ont tenté d'apporter les concepteurs de l'outil n'a pas été suffisant, voire a été contre-productif puisqu'il a amené à voir les limites de l'outil notamment en termes d'incertitudes (cf section 3).

La différence entre les deux cas repose en partie sur le fait que, dans les LR, la crédibilité et la légitimité sont données par des organismes reconnus qui se portent garants de la méthode mais les incertitudes ne sont pas mises en avant, seul le résultat de l'évaluation est communiqué et non les débats sur le classement des espèces dans une autre catégorie. Les concepteurs sont transparents et communiquent sur la scientificité de la méthodologie dans son ensemble, mais non sur les détails de l'évaluation. Dans le package proposé via CarNET-B, comme le dit un interlocuteur une « boîte noire » aurait pu leur paraître plus crédible, surtout pour des acteurs peu spécialistes de la biodiversité qui auront du mal à remettre en cause les détails d'une méthodologie mais qui peuvent le faire facilement si les limites sont facilement affichables. Ils ont ainsi relevé la présence d'espèces incongrues dans les listes, de mailles où la connaissance est faible (indicateurs d'exhaustivité relative), de la nécessité de prendre simultanément en compte l'information sur plusieurs taxons qui peut être contradictoire...

Tout se passe comme si, au lieu de diffuser les statuts de menaces pour les listes rouges, l'information disponible était uniquement composée du tableau avec les différents critères pour chaque espèce. Ce type de tableau n'aurait peut-être pas eu le même succès en termes d'institutionnalisation que les listes de statuts de menace comme elles sont actuellement présentées.

Le cas d'étude de CarNET-B nous a aussi permis de nous apercevoir que cette phase d'institutionnalisation n'est pas toujours nécessaire pour agir en faveur de la biodiversité. L'institutionnalisation de l'information donnée par l'outil a échoué, mais le programme a contribué indirectement à l'action des AE en leur permettant de récupérer des données dans deux régions françaises. La stratégie des acteurs en matière d'institutionnalisation de l'outil dépend du système d'action. Par exemple dans le cas de l'IBP, l'objectif n'est pas de systématiser une grande quantité d'informations mais plutôt de permettre de faire des systèmes de diagnostic rapide. Et dans leurs discours tous les acteurs, y compris les AE, sont convaincus que pour agir efficacement, il ne faut pas que l'outil s'institutionnalise. La forêt privée est depuis des décennies dans une logique anti-institutionnalisante où le propriétaire doit avoir la plus grande marge de liberté possible dans sa gestion. Les seules obligations instituées sont les plans simples de gestion et les diverses orientations régionales, mais leur volet biodiversité est faible (entretiens). Inversement, l'ONF a une gestion qui repose sur des directives nationales et des règles de gestion assez strictes, et donc au contraire est dans une logique institutionnalisante.

L'apport stratégique potentiel d'une logique d'institutionnalisation dépend donc fortement des systèmes d'action en place. Elle permet de réguler les relations entre les acteurs, de les systématiser et surtout de les dépersonnaliser dans des cadres où les acteurs sont déjà en situation de négociation régulière et où les acteurs ont « juste » besoin de critères systématiques pour fluidifier leurs discussions qui sont parfois contradictoires (des discussions qui peuvent être juridiques, politiques, techniques...). Ils ont besoin de s'équiper de manière formelle et systématique parce que le dialogue existe déjà. En forêt, les confrontations sur la préservation de la biodiversité sont rares et les interactions se positionnent dans une logique d'évitement. Les AE n'ont donc pas besoin de s'équiper d'une information institutionnalisée pour rendre les relations plus faciles, en interagissant par le media d'un indicateur. L'asymétrie de pouvoir est tellement forte qu'à aucun moment les acteurs ne ressentent le besoin d'un langage systématisé. Ils agissent en amont en essayant de construire une relation, et l'indicateur qu'est l'IBP permet de faire un premier pas vers la construction d'une relation.

Pour conclure, les questionnements qui ont émergé naturellement du terrain sont très proches de notre questionnement initial. Chacun de ces cas va aussi nous permettre dans la partie 3 d'approfondir les différents éléments de réflexion nécessaires à une analyse de la manière dont les AE peuvent jouer sur ces différentes potentialités.

PARTIE 3 : Comprendre et concevoir les potentialités stratégiques des indicateurs pour les acteurs ayant une intention environnementale

Introduction de la partie 3

La partie précédente était consacrée à l'analyse de cas d'études à partir de deux types de réflexions : les unes centrées sur les potentialités des indicateurs à contribuer à une action efficace des acteurs ayant une intention environnementale, et les autres dédiées aux questionnements émergents issus des cas (cf. méthode dans le chapitre 2). Cette troisième partie va maintenant nous permettre d'illustrer mais aussi d'approfondir un certain nombre des réflexions issues de ce double questionnement dans trois chapitres complémentaires et interdépendants. Ils convergent tous vers l'idée que, pour agir efficacement grâce à des indicateurs de biodiversité, il est nécessaire d'analyser le système d'action dans le cadre duquel ils sont construits et d'orienter la réflexion sur les possibilités d'y faire bouger les lignes des jeux de pouvoir et de l'organisation à partir des indicateurs. Chaque chapitre explore une dimension d'analyse stratégique de ce système d'action.

Cette troisième partie est non seulement l'occasion d'approfondir nos résultats issus des études de cas, mais aussi d'entrer en discussion avec d'autres disciplines, notamment celles que nous avons présentées dans le chapitre 1 et qui forment le champ académique dans lequel nos travaux se situent. L'approche stratégique permet de décaler notre regard par rapport à la plupart des travaux existants pour se situer du côté des acteurs d'environnement (AE) : à la fois éclairer et comprendre les stratégies qu'ils mettent en œuvre, analyser leur efficacité mais aussi proposer des éléments théoriques pour mener cette analyse stratégique et réfléchir à la manière de construire une stratégie qui mène à une action efficace. Ces éléments théoriques sont issus de différents champs de la stratégie, et notamment de l'analyse stratégique de M. Crozier et E. Friedberg, ou encore des théories de la négociation.

Dans le chapitre 6, l'utilisation des cadres théoriques issus de la stratégie « au sens fort », c'est-à-dire dans un contexte où les acteurs assument la dimension adversative de la situation de gestion de l'environnement, permet d'analyser une première dimension de la stratégie des AE. En effet, lorsque les acteurs concepteurs d'indicateurs souhaitent faire bouger le système d'action, ils sont confrontés à des acteurs intelligents qui sont opposés à ce changement ou qui souhaitent un changement dans d'autres directions. Les AE ont une stratégie au « sens fort » qui s'appuie sur les dispositifs stratégiques existants ou dont ils aimeraient disposer. Ces dispositifs stratégiques peuvent ainsi contribuer à deux types de stratégies complémentaires : intervenir directement sur le système d'action et/ou changer les rapports de pouvoir en améliorant leur propre positionnement ou en affaiblissant celui des opposants.

Dans le chapitre 7, nous repartons d'un des fondamentaux de l'ASGE : pour agir efficacement en faveur de la biodiversité et améliorer son état, sa connaissance est indispensable. Connecter connaissances et actions mises en œuvre est indispensable pour pouvoir améliorer l'état d'un objet écologique tel que la biodiversité. Le constat est simple, pourtant nombreux sont les travaux qui décrivent les difficultés à connecter ces deux dimensions, voire le fait que cette connexion entre connaissances et actions peut aussi parfois conduire à une action moins efficace (cf. chapitre 2). Dans ce chapitre nous montrons que les indicateurs qui contribuent à une action efficace ont la potentialité à la fois de connecter et de déconnecter connaissances et actions. Les acteurs jouent sur cette potentialité en fonction de leurs objectifs stratégiques. Nous discutons des difficultés auxquelles sont confrontés les acteurs concepteurs d'indicateurs lorsqu'ils essayent de construire des indicateurs ayant effectivement cette potentialité à articuler connaissances et actions en faveur de la biodiversité.

Dans le chapitre 8, nous proposons une lecture issue des théories de la négociation. D'une part les acteurs ont besoin de négocier l'entrée des indicateurs dans le système d'action et d'autre part ils utilisent ces indicateurs pour négocier le changement du système d'action. Ces négociations ont donc un double objectif : modifier les relations de pouvoir tout en anticipant le futur système d'action (les acteurs présents, les relations entre les acteurs, les règles de décisions...). Certains travaux en négociation permettent d'éclairer la lecture de ces situations de négociations mais aussi d'orienter la réflexion des AE sur les possibilités de faire bouger les lignes des jeux de pouvoir et de l'organisation.

Chapitre 6 : Des indicateurs pour s'armer stratégiquement

L'ensemble des études de cas ont conforté nos hypothèses de départ sur l'importance d'analyser stratégiquement le système d'action existant pour étudier la contribution des indicateurs à l'efficacité de l'action en faveur de l'environnement. Par exemple, les acteurs concepteurs des indicateurs étudiés sont tous des acteurs minoritaires dans un contexte où la préservation de la biodiversité n'est qu'un enjeu parmi d'autres. Les acteurs porteurs de l'enjeu biodiversité (AE) peuvent alors entrer en conflit avec les porteurs d'autres enjeux. Les listes rouges sont utilisées pour argumenter face à des acteurs qui voudraient avoir l'autorisation de détruire certains specimens d'espèces protégées, par exemple pour réaliser des projets d'aménagement ou pour les chasser. L'IBP est utilisé par les AE pour inciter les forestiers à changer leurs pratiques de gestion pour mieux préserver la biodiversité forestière. Ils se retrouvent confrontés à certains acteurs sectoriels qui ne veulent pas d'un outil qui indirectement pourrait aboutir à moins de bois produit. Ainsi, les acteurs d'environnement n'agissent pas uniquement dans des situations où il leur suffit d'alerter sur la dégradation de la biodiversité ou de coopérer avec des acteurs volontaires pour agir efficacement en faveur de la biodiversité mais aussi dans des situations où ils ont des opposants (Mermet et al., 2011). Ils déploient des stratégies au sens fort du terme, c'est-à-dire en assumant la présence d'opposants intelligents et en réfléchissant en pleine conscience des forces qu'ils ont l'ambition d'infléchir et des résistances actives, réfléchies elles aussi (Mombynes, Mermet, 2003). Ils développent alors des stratégies spécifiques pour modifier leur propre marge de manœuvre mais aussi celui de leurs opposants. Nous considérons que ces stratégies que nous appelons de positionnement sont des moyens d'actions indirects pour atteindre l'objectif des AE, la préservation de la biodiversité (au contraire par exemple de stratégies d'acquisition foncière ou de mise en réserve d'espaces remarquables, que nous qualifions de stratégies directes). Et les indicateurs peuvent faire partie de ces stratégies, en tant qu'« *armes stratégiques* » (Bernard, 2007).

Pour étudier ces stratégies mises en œuvre par les acteurs d'environnement et surtout l'utilité des indicateurs dans ces stratégies nous avons besoin de commencer par une analyse du concept de dispositif. Le terme de dispositif est très fréquemment utilisé en sciences sociales mais avec des sens très variés : le « dispositif de contrôle » comme moyen de pouvoir, le « dispositif de gestion » comme ingénierie au sein d'une action collective et le « dispositif stratégique » comme agencement de moyens en vue d'une fin (section 1). Cette troisième acception permet de s'interroger sur les moyens des AE et la manière dont ils peuvent les agencer pour agir stratégiquement dans un contexte où ils assument

qu'ils ont des opposants dont ils doivent infléchir les actions. Les indicateurs sont des ressources stratégiques qui font alors partie d'une panoplie d'outils que les AE peuvent saisir et agencer en fonction de leurs besoins stratégiques (section 2). Enfin, dans la troisième section, nous approfondirons les différents types de stratégies observées lors de nos études de cas, ayant remarqué que les AE déclinent leur stratégie avec deux objectifs complémentaires : des objectifs de positionnement vis-à-vis des autres acteurs et des objectifs d'intervention sur le système d'action.

1 Le concept de dispositif : un terme ambigu pour penser les arrangements entre hommes, outils, règles et objets

De nombreuses disciplines en sciences humaines et sociales mobilisent le concept de dispositif. Il permet de mettre un nom sur des objets « *entre deux* », c'est-à-dire des moyens de médiation qui organisent de façon plus ou moins rigoureuse un champ de relations fonctionnelles entre humains et outils, buts et moyens, intentions et actions (Linard, 2002). Par leur nature « *hybride* » (Leroy, 2010), ces objets révèlent les relations entre humains et outils. Ainsi M. Foucault envisage le « dispositif » comme des « *réseaux* » qu'il serait possible de tracer entre les différents éléments d'« *un ensemble résolument hétérogène, comportant des discours, des institutions, des aménagements architecturaux, des décisions réglementaires, des lois, des mesures administratives, des énoncés scientifiques, des propositions philosophiques, morales, philanthropiques, bref : du dit, aussi bien que du non-dit.* » (Foucault, 1994 [1977], cité par Alberro, 2010). Les indicateurs n'ont pas eux seuls une telle nature hybride. Cependant, ce sont des outils qui sont en relation avec des humains via ce que nous avons appelé un système d'action. Ils pourraient donc être pensés comme des outils au sein de dispositifs. Dans cette section nous approfondirons ce qu'une analyse basée sur les dispositifs pourrait apporter à l'étude des indicateurs, à partir de trois acceptations possibles du terme dispositif et des travaux de recherche s'y rapportant.

Ce concept a été repris par la plupart des disciplines des sciences sociales (Beuscart, Peerbaye, 2006 ; Aggeri, Labatut, 2010). Le terme est arrivé d'abord via les sciences de gestion, et progressivement dans les travaux historiques de la sociologie des sciences (M. Calon, B. Latour, M. Akrich entre autres) même s'ils ne mobilisent pas toujours le terme exact de « dispositif » pour parler de ce type d'objets. J.S. Beuscart et A. Peerbaye (2006) constatent que depuis une vingtaine d'années, les nouveaux travaux des STS tendent à y faire de plus en plus explicitement référence (Vinck, 1999 ; Boltanski, Thévenot, 1991). Ils se demandent même si le dispositif ne serait pas devenu aux sciences sociales contemporaines ce que la « *structure* » a pu être pour la sociologie des années 1970-80, c'est-à-dire « *un terme du langage commun, impliquant un engagement théorique minimal, qui sert à désigner*

de façon souple et ouverte ce qui organise l'activité humaine dans différents domaines, tout en laissant à son utilisateur le soin d'apporter des précisions complémentaires et de s'inscrire dans une tradition théorique donnée » (Beuscart, Peerbaye, 2006).

Le terme de dispositif serait une forme de langage commun à un certain nombre de disciplines pour dialoguer entre elles : pour parler par exemple des assemblages socio-techniques d'humains et de non humains pour la sociologie, ou d'assemblages d'objets, d'outils et de règles pour les sciences de gestion. Mais, au-delà de ce langage commun, les différents champs de recherche se focalisent sur ce concept avec des objectifs différents et donc avec des acceptions légèrement différentes du terme. Chacune renvoie à un champ de recherche particulier qui peut nous aider à interroger les potentialités des indicateurs pour contribuer à une action efficace de changement par les AE. Présentons donc ces différents sens attribués au concept de dispositif ainsi que le questionnement de recherche propre à chaque acception : (1) le dispositif de contrôle comme moyen de pouvoir, (2) le dispositif de gestion comme ingénierie au sein d'une action collective et (3) le dispositif stratégique comme agencement de moyens en vue d'une fin.

1.1 Le dispositif de contrôle comme moyen de pouvoir

M. Foucault et par la suite de nombreux chercheurs en sciences de gestion et en sciences politiques ont mobilisé le concept de dispositif pour remettre en question le contrôle permis par ces dispositifs, comme outils techniques d'exercice du pouvoir. L'idée a notamment été développée dans *« surveiller et punir : naissance de la prison »* (1975). Les travaux de M. Foucault s'appuient sur une métaphore des techniques de surveillance, le panoptique, et portent sur la disciplinarisation permise par ces dispositifs. D'après E. Pezet (2004), dans la dialectique savoir-pouvoir établie par M. Foucault, le savoir donne une base à la formation des normes de comportement, notamment les normes juridiques mais d'une façon générale, à tout norme de vie en société *« le savoir n'est pas fait pour comprendre, il est fait pour trancher »*. M. Foucault (1975) s'intéresse alors aux dispositifs comme objet hybride de savoir et de pouvoir : *« L'exercice de la discipline suppose un dispositif qui contraigne par le jeu du regard ; un appareil où les techniques qui permettent de voir induisent des effets de pouvoir, et où, en retour, les moyens de coercition rendent clairement visibles ceux sur qui ils s'appliquent. »* (Foucault, 1975). L'objectif des chercheurs qui adoptent cette approche est alors de critiquer les dispositifs de pouvoir par le contrôle et la surveillance, en montrant que les dispositifs créent une asymétrie de pouvoir qui serait problématique. De manière plus générale, leur projet intellectuel est de rendre visibles des relations de pouvoir masquées dans les structures politiques, organisationnelles et hiérarchiques (Pezet, 2004, Rydin, 2007).

Peut-on dire que, les indicateurs étudiés sont au cœur de dispositifs de contrôle tels qu'ils sont

décrits par M. Foucault : des techniques qui permettent de « surveiller » la biodiversité ou les acteurs en les rendant comptables de certains phénomènes et qui induisent des effets de pouvoir ? Dans nos études de cas, nous avons peu observé de stratégies visant à utiliser les indicateurs pour surveiller et indirectement contrôler le comportement d'autres acteurs. Plusieurs hypothèses peuvent expliquer le fait que nos indicateurs ne sont pas inscrits dans des dispositifs au sens où M. Foucault l'entend :

- 1) parce que contrairement aux cas en entreprises ou du panoptique, il n'y a pas ou peu dans nos études de cas de mesures coercitives et de hiérarchie forte (Pezet, 2004) ;
- 2) parce que ces indicateurs sont encore dans des phases de conception et qu'il n'y a pas encore de recul suffisant pour voir ces capacités de contrôle que pourraient avoir les indicateurs ;
- 3) parce que justement certains acteurs refusent ce type de dispositif qui peut avoir des effets contraignants et que seuls sont acceptables et mis en œuvre des indicateurs qui permettent le moins possible de contrôler les activités des acteurs.

Ainsi s'interroger sur le dispositif au sens de M. Foucault permet de se rendre compte d'une des spécificités de la gestion de la biodiversité : il n'y a pas une seule entité de gestion, ni une hiérarchie forte et des mesures coercitives, comme dans une entreprise ou une prison. Une multitude d'acteurs sont en interaction et les relations de pouvoir sont plus informelles que formelles et surtout en rediscussion permanente. C'est aussi ce qu'avait conclu Y. Rydin (2007) plus largement sur le développement durable en essayant d'analyser des indicateurs de développement durable de l'Union Européenne comme des technologies de gouvernementalité au sens foucauldien. L'étude de tels indicateurs permet de dévoiler des relations complexes entre les acteurs plutôt que la mise en place d'un dispositif permettant la gouvernance du développement durable (Rydin, 2007).

Les travaux de M. Foucault et ses successeurs se sont intéressés essentiellement aux dispositifs déjà en place, certes à leur mise en place pour « *remplir une fonction stratégique dominante* », mais aussi à leur survie. Le dispositif au sens foucauldien survit à l'intentionnalité qui a présidé à sa mise en place et se maintient au-delà de l'objectif stratégique initial, il se trouve remobilisé pour gérer les effets qu'il a produit « *par un double processus de « surdétermination fonctionnelle (« chaque effet [engendré par le dispositif], positif ou négatif, voulu ou non voulu, vient entrer en résonance, ou en contradiction, avec les autres, et appelle à une reprise, à un réajustement, des éléments hétérogènes » [Foucault, 1994]), et de « perpétuel remplissement stratégique » (Foucault, 1994) »* (Foucault 1994 [1977], cité par Beuscart, Peerbaye, 2006). Une telle approche permet donc essentiellement d'étudier la stabilisation des dispositifs, de s'intéresser aux raisons et à l'effet de leur survie, mais elle semble moins utile pour réfléchir à la manière de les modifier. Nous nous intéressons plutôt à la première phase : la mise en place d'un indicateur au sein d'un dispositif et/ou l'intention de changement du système d'action. Le

caractère stabilisé du dispositif n'est pas une de nos préoccupations de recherche, même s'il pourrait l'être dans une perspective à plus long terme. Au lieu d'avoir un regard critique sur l'existence de ces dispositifs techniques de pouvoir, nous partons du constat de l'existence de relations de pouvoir entremêlées avec les dispositifs de savoir et nous cherchons comment les AE peuvent fabriquer plus de pouvoir grâce à ces dispositifs.

1.2 Le dispositif de gestion comme ingénierie au sein d'une action collective

Les travaux de M. Foucault sur les dispositifs ont aussi influencé les sciences de gestion qui étudient l'instrumentation pour mieux saisir les transformations profondes de l'action collective et des modes de gouvernement dans les organisations (Aggeri, Labatut, 2010).

Dispositifs de gestion et intervention gestionnaire

Les chercheurs en sciences de gestion ont étudié les dispositifs de gestion comme ensembles plus larges que les outils de gestion, « *spécifiant quels types d'arrangements des hommes, des objets, des règles et des outils paraissent opportuns à un instant donné* » (Moisdon, 1997), ou encore comme « *une arène situant l'épreuve de la rencontre entre des outils de gestion et certaines figures d'acteurs dont la compétence est prescrite ou attendue dans le cadre d'une activité de rationalisation de l'accomplissement d'une maîtrise des activités de l'organisation* » (Barbier, 1998). La notion de dispositif de gestion leur permet ainsi de changer de dimension et de discuter des outils (par exemple des indicateurs) au sein de dispositifs, donc indissociables d'un système d'acteurs et de relations entre acteurs. M. Leroy (2010) le précise : « *Nous chercherons à ne pas dissocier ce qui serait de l'ordre des instruments gestionnaires d'une part, et ce qui serait de l'ordre des règles de coordination des acteurs d'autre part. Au contraire, centrant notre analyse sur les « dispositifs de gestion », nous nous attacherons à ces formes hybrides de règles de coordination et d'outils de gestion, assemblages d'humains et non-humains, qui concrétisent et instrumentalisent la volonté de maîtrise qui s'exerce dans une situation de gestion.* ». Le concept de dispositif de gestion permet alors d'avoir une analyse à un niveau moins élémentaire que celui des outils ou des instruments. Le dispositif de gestion est pris comme un « *agencement d'instruments et d'acteurs* », issu d'une intervention gestionnaire délibérée, d'une activité de conception de dispositifs pour structurer et rendre possible l'action (Girin, 1990 ; Aggeri, Labatut, 2010). Les dispositifs sont étudiés parce qu'ils sont révélateurs de ces doctrines gestionnaires qui les animent, et « *mettent en évidence toutes les conditions humaines non strictement rationnelles de l'action efficace : en particulier les tensions entre intention et réalisation, objectif et stratégie, pratique et théorie, contraintes sociales et autonomie individuelle* » (Linard, 2002). Un des buts du chercheur est alors d'identifier et de rendre lisibles ces logiques gestionnaires (Leroy, 2010).

Analyser la performance des dispositifs de gestion

Ces dispositifs de gestion peuvent aussi être étudiés au regard de leur performance, faisant le lien avec un objectif de gestion fixé. Puisque pour les sciences de gestion les dispositifs sont conçus avec des objectifs gestionnaires précis, il est possible de s'interroger sur les décalages entre l'intention des concepteurs ou des utilisateurs et l'effet réel du dispositif. Une telle approche permet de s'intéresser à la fois aux intentions affichées et à leur transformation en action. M. Leroy, ancrée comme nous dans une perspective normative environnementale, s'interroge sur la performance environnementale des dispositifs (Leroy, 2006). Une double investigation empirique est nécessaire : d'une part identifier, décrire et analyser l'organisation concrète des actions qui annoncent une volonté de maîtrise d'un problème d'environnement et d'autre part vérifier que ces dispositifs contribuent effectivement à l'exercice d'une responsabilité collective sur l'environnement (Leroy, 2010).

Éclairer les limites de la conception de dispositifs gestionnaires motivés par le « compromis »

Souvent les dispositifs n'arrivent pas à infléchir sérieusement la situation de gestion environnementale (Mermet et al., 2005 ; Leroy, 2006 ; Mermet et al., 2010), notamment parce que la doctrine gestionnaire qui les anime, par exemple celle du développement durable, tend à minimiser les rapports de pouvoir et à renforcer les pratiques managériales bien établies (Leroy, Lauriol, 2011). La conception de dispositifs par compromis ne garantit nullement leur performance environnementale. Il existe une mobilisation des acteurs pour réaliser un compromis, mais cette mobilisation ne va pas de soi dans l'exercice de leur responsabilité par rapport à la performance du dispositif de gestion qui s'est construit (Leroy, 2010).

Nous partageons cette perspective normative qui nous conduit à vérifier la contribution effective des dispositifs à une responsabilité collective sur l'environnement. Cependant, les indicateurs de nos quatre études de cas sont conçus comme un élément d'une stratégie de changement de la situation de gestion, par des acteurs ayant une intention environnementale qui sont souvent dans une position minoritaire (cf. conclusion partie 2). Un temps de notre analyse est donc focalisé sur la stratégie de ces AE, sur leur manière de penser les indicateurs et sur les potentialités qu'offrent les indicateurs en termes de connaissances et de renforcement du positionnement des AE.

1.3 Le dispositif stratégique comme agencement de moyens en vue d'une fin

Les acteurs d'environnement tels que nous les considérons sont des acteurs minoritaires de changement qui ont pour préoccupation de faire changer une situation de gestion de l'environnement et qui font face à des acteurs qui cherchent à ce que le système ne bouge pas ou qu'il bouge autrement.

C'est pour cela que nous allons finalement étudier les indicateurs comme des outils inscrits dans des « dispositifs stratégiques » : comme un agencement de moyens au service d'une fin dans une perspective stratégique, comme proposé par les deux exemples ci-dessous issus de la géopolitique :

« Dans le langage ordinaire, cette notion aux connotations militaires [le dispositif] renvoie à l'agencement technique et à la mise en œuvre stratégique de moyens rationnels en vue d'un objectif précis. Il implique un calcul rationnel visant l'adaptation des moyens et des stratégies aux agents, au contexte et aux circonstances de l'activité. » (Albero, 2010).

« Ce terme [de dispositif] désigne tous les moyens terrestres, aériens ou maritimes voire spatiaux dont dispose un État, en temps de paix ou en temps de guerre, pour assurer la réalisation de ses objectifs géopolitiques. » (Thual, 1996).

L'idée d'arrangements et d'articulations de moyens en fonction d'un but est centrale dans le concept de dispositif stratégique (Meunier, 1999). M. Linard (2002) introduit alors la question de l'intentionnalité des concepteurs et utilisateurs dans l'étude des dispositifs, ce qui leur confère une dimension dynamique, littéralement « stratégique ».

Les indicateurs que nous avons étudiés ne sont pas à eux seuls des dispositifs stratégiques au sens d'agencements de moyens en vue d'un objectif, mais ils peuvent intégrer ce type de dispositifs stratégiques. En effet, aucun indicateur ne contient en lui même la solution pour atteindre un objectif donné. Par contre, ils peuvent être un élément du dispositif, un des moyens arrangés en vue d'un objectif qui est pour les AE le changement du système de gestion. Ce sont des « *armes stratégiques* » (Bernard, 2007). Reprenons l'exemple militaire : une mitrailleuse constitue un outil, mais cette arme n'est pertinente que dans une certaine situation, que l'acteur stratégique essaye d'anticiper en mettant en place un dispositif (par exemple une ligne de défense en haut d'une colline). Ce dispositif s'inscrit à son tour dans la stratégie plus large des acteurs. L'outil (par exemple l'indicateur) comme moyen est inclus dans un dispositif, lui même inclus dans une stratégie. Par exemple, CarHAB fait partie d'un dispositif stratégique (constituée de ZNIEFF, de Listes Rouges, de la TVB, etc.), participant à une stratégie du ministère de l'écologie visant l'acquisition de connaissances et leur centralisation à l'échelle nationale (illustration 6). Les dispositifs sont des mises en ordre locales (des agencements) à l'intérieur de systèmes plus vastes et qui sont censés produire des effets, alors qu'un outil renvoie à la notion d'un utilisateur, là pour réaliser une opération donnée.

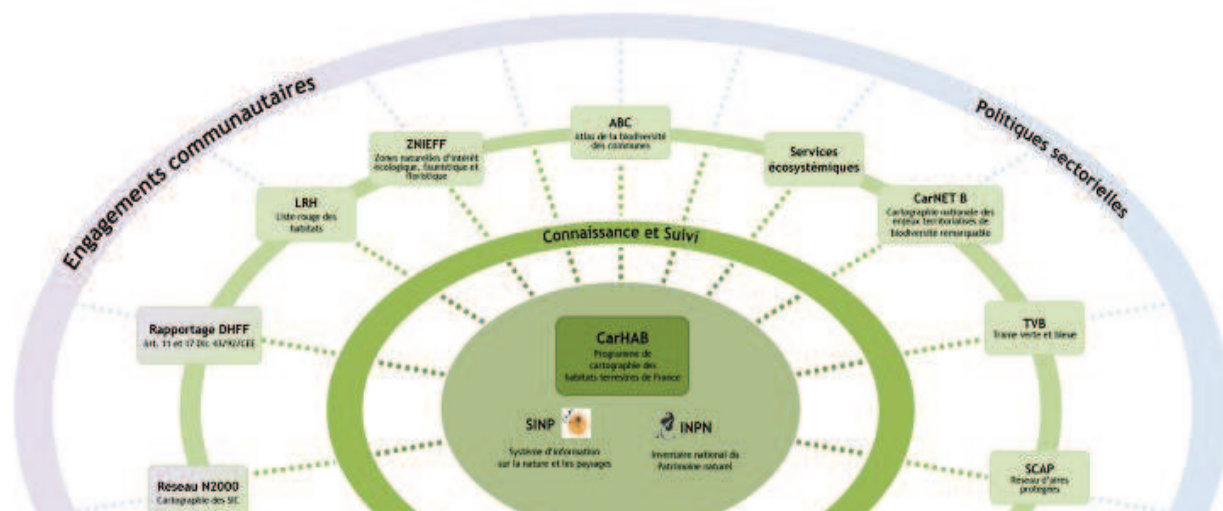


Illustration 6 : l'insertion de CarHAB dans un dispositif stratégique pensé par le ministère de l'écologie, schéma issu de Ichter et al., 2013.

Conclusion de la section 1

Le concept de dispositif, mobilisé par de nombreux auteurs en sciences sociales, fait implicitement référence à trois concepts : 1) le dispositif de contrôle comme moyen de pouvoir, (2) le dispositif de gestion comme ingénierie au sein d'une action collective et (3) le dispositif stratégique comme agencements de moyens en vue d'une fin. Les différentes dimensions du dispositif sont nouées entre elles. Les relations de pouvoir sont indissociables de l'objet technique. Cependant, il est nécessaire de redonner de l'autonomie à la dimension de l'équipement, à l'« *agencement des moyens en vue d'une fin* ». Nous avons besoin de penser à la fois simultanément et séparément le pouvoir et l'équipement, or la notion de dispositif de gestion est à l'intersection des deux. C'est la force et la faiblesse de cette notion, qui permet de penser l'articulation entre pouvoir et système d'équipement mais qui n'est pas suffisamment lisible sur le pouvoir ou sur l'équipement séparément.

Les indicateurs ne sont pas des dispositifs dans le sens d'un agencement intentionnel de moyens en vue d'une fin. Cependant, articulés en système d'outils, ils peuvent faire partie de dispositifs stratégiques plus larges ayant pour but le changement de la situation de gestion de l'environnement. Le concept de dispositif n'est donc pas opportun pour étudier l'indicateur en lui-même mais par contre il l'est pour étudier l'insertion des indicateurs dans les dispositifs stratégiques que cherchent à déployer les AE, ce que nous allons faire dans les sections suivantes.

2 Des agencements potentiels au sein de dispositifs stratégiques : la construction stratégique d'une panoplie composée en partie d'indicateurs

Dans chaque étude de cas, nous avons constaté que les acteurs rencontrés réfléchissent à l'utilisation des indicateurs en lien avec les autres indicateurs existants : leur complémentarité, leur articulation et éventuellement leur redondance. Ils disposent ainsi d'une boîte à outils sur la biodiversité déjà assez bien fournie, comme l'ont constaté P. Lascoumes et P. Le Galès (2005) et C. Halpern et al. (2014) sur différentes thématiques environnementales. Progressivement les nouveaux outils créés et souvent non abandonnés s'accumulent pour former ce que nous avons appelé une boîte à outils de la biodiversité. Pourquoi les AE ont-ils besoin d'une telle boîte à outils ? Quels sont les arguments pour qu'un nouvel outil soit admis dans cette boîte ? Cette boîte à outils provient de différentes stratégies mises en place pour répondre à une réglementation et à des politiques publiques qui évoluent et qui ont besoin d'être équipées en conséquence (section 2.1). Mais elle évolue aussi en fonction des manques ressentis par les acteurs producteurs de connaissance, notamment liés à l'évolution des techniques disponibles et des thématiques de recherche (section 2.2). Enfin, nous verrons que cette boîte à outils permet d'articuler les différents outils entre eux, et donc de multiplier les agencements potentiels au sein de dispositifs stratégiques : de se créer une panoplie d'outils pour pouvoir répondre à toutes les évolutions du système d'action (section 2.3).

2.1 Des stratégies de réponse à des injonctions administratives

Un argument souvent évoqué par les acteurs pour expliquer qu'ils ont besoin de nouveaux outils alors qu'il en existe déjà beaucoup d'autres, est la nécessité de répondre à de nouvelles demandes de l'administration (ou des demandes anciennes mais qui deviennent plus pressantes). Les nouveaux outils sont alors présentés comme des réponses stratégiques à des injonctions, venant d'un niveau administratif supérieur souvent européen ou national (en disant par exemple : « *Bruxelles nous tanne.* »).

2.1.1 Répondre aux demandes de la commission européenne : le rapportage européen

Les politiques publiques nationales de biodiversité sont aujourd'hui de plus en plus influencées par l'échelle européenne. Dans le cadre de la directive habitat-faune-flore⁵⁶ et plus précisément de l'article 17 de la directive, les États membres doivent faire un rapportage tous les six ans de l'état de conservation de chaque espèce et de chaque habitat d'intérêt communautaire. Cette évaluation prend en compte tout le territoire national, et non uniquement les sites Natura 2000 désignés pour la mise en

56 <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1992L0043:20070101:FR:PDF>

œuvre de la directive. L'article 11 de la directive demande par exemple à ce que soit mis en place dans chaque État membre un réseau de surveillance de l'état de conservation de l'état des habitats et des espèces prioritaires présents sur le territoire : « Les États membres assurent la surveillance de l'état de conservation des espèces et habitats naturels visés à l'article 2, en tenant particulièrement compte des types d'habitats naturels prioritaires et des espèces prioritaires. »⁵⁷. La référence à ces deux articles est un argument fréquemment utilisé pour convaincre de l'utilité des différents indicateurs que nous avons étudiés. Par exemple, l'objectif de départ du projet CarHAB était de pouvoir mieux répondre aux exigences de la directive, notamment pour évaluer la représentativité du réseau Natura 2000.

« On a ressenti le besoin d'un nouvel outil car au moment de la mise en place des zones Natura 2000 on s'est basé sur les ZNIEFF en se disant que ça serait suffisant mais lorsque le rapportage est arrivé on s'est aperçu que c'était plus compliqué que prévu. Et l'État s'est rendu compte de son incapacité à répondre à la question de la représentativité du réseau, et que les CBN n'avaient pas de méthodologie harmonisée pour répondre à cette question, d'où le lancement d'une initiative nationale. » (entretien CarHAB, ex- organisme national d'expertise naturaliste).

« Le ministère s'est tourné vers le MNHN en disant : « Bruxelles nous tanne pour avoir la représentativité de notre réseau, comment faire ? » C'est ressorti dans les priorités du ministère, parce que Bruxelles voulait avoir dans les exercices de rapportage cette idée de la représentativité du réseau par rapport à l'existant. » (entretien CarHAB, organisme d'expertise naturaliste national).

Un des principaux arguments pour discuter de la nécessité d'un nouvel outil est donc cette injonction européenne. Toutefois dans le cas de CarHAB, il semble que cette injonction européenne était un argument stratégique pour convaincre d'autres acteurs de se lancer dans la réalisation de la cartographie ou de la financer, c'est-à-dire un objectif secondaire vis-à-vis d'un autre objectif : avoir plus de connaissances sur les habitats français en amont d'autres politiques (cf. encadré CarHAB). Dans le cas de l'IBP le ministère de l'agriculture et de l'écologie déclarent aussi avoir besoin de répondre à des demandes européennes basées notamment sur une exigence de résultats plus que de moyens mis en œuvre. Cet argument européen est souvent fondamental pour déclencher des financements nationaux. Cependant, il ne s'agit parfois que d'un argument parmi d'autres, voire un argument de financement qui progressivement disparaît au cours de la mise en œuvre du projet.

2.1.2 Répondre aux besoins en informations des instruments d'action publique existants

En parallèle de ces injonctions issues du niveau européen, les acteurs évoquent aussi un besoin d'outils pour répondre à différentes politiques à l'échelle nationale. Dans nos cas d'étude les acteurs argumentent sur la nécessité d'avoir une information systématique permettant une comparaison des

57 http://inpn.mnhn.fr/docs/Natura_2000/Directive_habitats_version_consolidee_2007.pdf

différents objets écologiques. L'objectif est de pouvoir hiérarchiser les espèces afin de répondre aux politiques publiques avec une méthodologie basée sur la priorisation. Par exemple les listes rouges sont utilisées au sein d'autres outils pour prioriser des actions de conservation à partir des espèces concernées, par exemple pour les plans nationaux et régionaux d'action. Dans CarHAB et CarNET-B l'objectif est cette fois de prioriser des habitats et des territoires pour pouvoir définir des zones d'intérêt, que ce soit pour la Stratégie de Création des Aires Protégées, la mise en œuvre de la Trame Verte et Bleue ou pour diminuer l'impact des infrastructures de transport en évitant ces zones. Pour prioriser et comparer les espaces, les acteurs disent avoir besoin d'un outil systématique qui couvre l'ensemble du territoire, ce qui n'existe pas encore et c'est notamment ce qu'ils attendent de CarHAB et de CarNET-B.

« On a besoin de quantifier en surface chaque type d'habitat pour pouvoir prioriser les habitats les plus rares, au delà de l'expertise des membres du CNPN, pour pouvoir les protéger et faire des stratégies de moindre impact. C'est des choses qu'on fait intuitivement mais ça repose souvent sur rien de concret. On n'a que des cartographies ad-hoc à l'occasion des projets destructeurs. » (entretien CarHAB, administration centrale en charge de la biodiversité).

Nous avons aussi vu avec l'exemple de CarNET-B combien les aménageurs sont en attente d'outils pour préparer les procédures d'instruction des projets d'infrastructures. Ce nouveau besoin est lié à une évolution de la réglementation, qui leur a fait prendre conscience de l'importance des demandes de dérogations et les possibilités de blocage ou de retard des projets (cf. chapitre 4). Ils se sont alors aperçus que les acteurs de la connaissance n'étaient pas en mesure de leur répondre, et ont donc souhaité un nouvel outil, bien qu'il existe déjà un certain nombre d'outils assez proches (les ZNIEFF entre autres). CarNET-B mais aussi CarHAB ont été conçus pour compléter la palette d'outils à disposition pour une connaissance spatialisée à l'échelle des territoires.

« L'organisation antérieure sur les inventaires pilotés et financés par les services de la nature n'est pas suffisante. C'est organisé pour un enjeu de connaissance uniquement mais ça ne rendait pas ces inventaires utilisables pour des besoins opérationnels : ils étaient anciens, incomplets... [...] Il y avait donc beaucoup de disparité, une couverture peut-être utile scientifiquement mais peu utilisable pour rendre compte des enjeux à l'échelle du territoire. » (entretien CarNET-B, administration centrale en charge de la biodiversité).

« Il y a un déficit de connaissances global de la végétation et des communautés végétales. Il y a quelques secteurs qu'on connaît très bien, ceux de Natura 2000. En dehors de ces zones là il n'y a pas de travaux qui sont faits sauf le jour où on fait passer une autoroute. » (entretien CarHAB, organisme technique en charge de l'information géographique et forestière).

Les LR sont aussi sollicitées pour la même raison, notamment par les aménageurs à qui elles semblent un moyen d'anticiper les évolutions de la réglementation et les mesures de compensation

dans les demandes de dérogation pour destruction d'espèces protégée :

« On commençait à penser la doctrine « éviter, réduire, compenser », il y aurait un problème d'équivalence : est ce qu'un ours vaut trois libellules. ? Je m'étais dit que les LR basées sur une méthodologie agréée au niveau national était vraiment un des moyens d'aboutir à une objectivisation, au delà de ce que les naturalistes peuvent utiliser. » (entretien LR, ex-organisme national d'expertise naturaliste).

CarHAB a aussi été imaginé comme un outil pouvant répondre à la plupart des nouvelles demandes administratives (TVB, compensation, politique agricole commune,...). Les discours des acteurs donnent l'impression qu'à lui seul il formerait une boîte à outils, aussi bien pour le monde de la protection de la nature que pour les agriculteurs, les forestiers ou les industriels :

« CarHAB pourra servir à la LR habitat, à la remise à jour des listes déterminantes ZNIEFF, à la sensibilisation sur la diversité des végétations, et peut-être même à faire de nouvelles zones Natura 2000 [...]. Par exemple dans le cadre de la nouvelle politique agricole commune, ça peut les aider à demander des financements. C'est important de bien leur montrer le positif. Ça peut permettre au monde agricole de se refaire une certaine virginité. » (entretien CarHAB, administration centrale en charge de la biodiversité).

« Je pense que la cartographie sera utile à plein de gens de l'agriculture, de la forêt, des industriels... C'est un peu comme se demander à qui peut servir une carte IGN. Pour moi CarHAB ça devrait avoir cette vocation là. Ce qu'il faudra c'est que l'outil permette aux gens de rajouter leur propre problématique dedans ». (entretien CarHAB, chercheur).

Pour beaucoup d'acteurs les indicateurs étudiés reposent sur l'idée d'adapter les outils à une échelle régionale des politiques publiques de biodiversité qui prend de plus en plus d'importance. La boîte à outils des indicateurs peut aussi se diversifier parce que les acteurs ressentent le besoin d'avoir des informations systématiques qui correspondent à de nouvelles échelles d'action publique. Pour l'instant à l'échelle régionale la connaissance est encore peu organisée, CarNET-B, CarHAB et les LRR contribuent à la structuration de cette connaissance régionale en parallèle d'autres projets de même échelle territoriale : SINP, SRCE, etc.

Conclusion du 2.1

La nécessité de nouveaux outils à visée informative et évaluative se justifie pour certains acteurs par l'évolution des besoins administratifs. Les politiques publiques sont sans cesse modifiées et elles reposent souvent sur des systèmes d'informations qui ne sont pas encore construits. De nouveaux indicateurs sont alors créés pour répondre à ces évolutions administratives européennes et nationales. Le système d'action influence la conception des indicateurs (cf. chapitre 1). Tous les indicateurs étudiés ont été en partie construits pour répondre à de telles injonctions administratives.

Ces discours sont souvent portés par des acteurs administratifs qui cherchent à convaincre leurs supérieurs de l'utilité des projets. Pourtant, l'injonction administrative n'est pas nouvelle, par exemple le rapportage européen existe depuis la directive de 1992 et le premier rapportage a eu lieu en 2007. Pourquoi se dire maintenant qu'il faut se doter d'une méthodologie adaptée? Ces discours traduisent probablement un changement dans la manière de faire les politiques publiques : avant elles se faisaient avec moins de données, mais aujourd'hui pour convaincre de la nécessité et de l'efficacité de ces politiques de plus en plus de scientificité est demandée (cf. section 3 de ce chapitre).

2.2 Des stratégies d'acquisition de connaissance

Dans la partie 2, nous avons constaté que les indicateurs ne sont pas uniquement créés en réaction à des injonctions top-down administratives mais aussi de manière pro-active, par exemple lorsque les acteurs ont le sentiment que de nouveaux outils leur permettraient de mieux connaître l'état de la biodiversité.

Les phytosociologues se sont saisis du projet CarHAB pour proposer de mettre à jour les connaissances disponibles sur la végétation française : réviser les catalogues des séries de végétation, former des phytosociologues, et réfléchir sur le fonctionnement de ces séries de végétation en lien avec la pédologie ou le climat. Ces trente dernières années peu de travaux ont été menés en phytosociologie en France par comparaison avec l'Espagne et l'Italie (Bioret, 2010). La discipline a été progressivement évacuée des programmes de recherche universitaires. Seuls quelques CBN et quelques chercheurs avaient continué à contribuer à son développement. Pendant cette période, peu de projets de connaissances ont été mis en place sur les habitats ou la végétation à l'échelle de la France. Hormis les zones Natura 2000 et les ZNIEFF qui ont été prospectées, le reste de la France est relativement peu connu à une échelle fine. Quelques cartographies existent mais elles sont déjà anciennes (années 70 et 80) et à une échelle assez large (souvent au 1/200 000ème). Les initiatives plus fines qui ont eu lieu sont ponctuelles et les méthodologies ne sont pas compatibles entre elles, empêchant toute harmonisation éventuelle de la connaissance à l'échelle nationale (Olivier et al., 2011). Les phytosociologues français ont donc le sentiment d'être en retard par rapport aux italiens et espagnols qui ont déjà des cartes nationales des végétations :

« La phytosociologie paysagère est utilisée dans plein d'autres pays (même si elle est tombée en désuétude en France à la fin des années 80). On doit faire le plus vite possible avec CarHAB pour combler un trou de trente ans de phytosociologie paysagère. »
(entretien CarHAB, administration centrale en charge de la biodiversité).

D'après les citations ci-dessous, l'IBP repose aussi sur un besoin ressenti par certains acteurs forestiers d'outils simples pour mieux connaître la biodiversité à leur échelle de gestion, à une échelle locale.

« J'ai vu des agents de l'office qui trouvaient qu'ils avaient besoin de système pour appréhender la biodiversité localement. La personne disait : « Je suis forestier depuis trente ans, mais avec l'IBP je vois de façon nouvelle ». Il était très ému. » (entretien IBP, organisme d'animation de la recherche forestière).

« Il fallait un outil qui puisse être utilisé simplement, à l'échelle d'une propriété sans formation particulière de la personne. Il n'existait pas quelque chose de semblable et ça pouvait quand même apporter des informations intéressantes pour toute une partie du territoire pour laquelle on avait peu d'informations. » (entretien IBP, administration centrale en charge de la biodiversité).

Ces deux cas d'étude montrent combien un outil peut naître d'un sentiment de besoin de connaissance. Pourquoi les acteurs ont-ils ce sentiment ? Dans les cas étudiés nous avons proposé différentes explications. Par exemple ce sentiment peut tout simplement provenir de la mise à disposition de nouvelles technologies et méthodologies, qui font que les acteurs ont envie de les utiliser. Dans CarHAB certains acteurs nous ont expliqué avoir eu l'impression que les nouvelles technologies, comme la télédétection allaient permettre de fournir de nouvelles connaissances facilement accessibles et cartographiables. Il en est de même pour les LR, avec la mise à disposition de la méthodologie régionale par l'UICN. Les méthodologies et les connaissances qui évoluent créent le sentiment chez les acteurs d'un besoin de faire évoluer les outils existants, pour se mettre à jour.

« La connaissance a évolué, donc à un moment, on se prend les pieds dans le tapis en utilisant des outils qui ne sont plus à jour. » (entretien LR, organisation naturaliste inter-régionale).

Une autre explication avancée par certains acteurs à ce besoin ressenti de nouvel outil de connaissance est l'arrivée de nouvelles thématiques à l'agenda politique. En effet, ces dernières années les objets d'attention ont beaucoup évolué (Blandin, 2009 ; Fleury et Prévot-Julliard, 2012). À la fois les scientifiques, et plus généralement les AE mais aussi les acteurs sectoriels ont différentes thématiques d'intérêt en fonction des périodes. Les acteurs régulateurs suivent aussi ces évolutions de la mode. Leur besoin de nouveaux outils de connaissance correspond aussi à ce besoin de suivre les thématiques émergentes et de pouvoir ainsi parler aux différents interlocuteurs en fonction de leurs préoccupations. Il semble alors nécessaire d'avoir des outils adaptés à chaque objet à la mode, comme le rappellent les interlocuteurs ci-dessous :

« La conservation de la nature, au départ c'était purement esthétique. Puis on a eu une approche par les espèces. Puis la directive habitat a mis en avant la conservation des milieux naturels et des habitats. CarHAB est dans le sens de l'histoire. » (entretien CarHAB, chercheur).

« Ce qui est aussi important c'est de connaître les pressions, notamment pour parler avec chaque interlocuteur. Il nous faut une information correspondant à ses pressions, c'est ce qu'on a essayé de faire avec l'ONB. Selon l'angle d'attaque et le moment on a

besoin d'indicateurs différents. Ce modèle des pressions est plus facile pour porter un discours politique. Chaque lobby/ONG ou autres a ses lubies. Il y a aussi un effet de mode, il faut suivre les lubies de chacun. D'où la multiplication des indicateurs que vous observez » (entretien général, ex-administration centrale en charge de la biodiversité).

Conclusion de la section 2.2

Chaque indicateur de la palette d'outils permet d'organiser les informations de manière différente pour apporter de nouvelles connaissances qui s'ajoutent à celles existant précédemment (cf. chapitre 2). Les acteurs cherchent en permanence à augmenter la connaissance par envie de toujours connaître plus et mieux, mais aussi parce qu'ils estiment que cette connaissance supplémentaire sera utile pour mieux préserver la biodiversité. Les discours sur ces besoins de connaissances sont souvent portés par des acteurs porteurs de connaissances (chercheurs, experts naturalistes, etc.).

De tels discours sur les injonctions administratives ou le besoin de connaissances donnent l'impression que les AE sont dans une posture passive et qu'ils ne cherchent pas à modifier le système d'action. De nouveaux indicateurs apparaîtraient simplement parce que le système d'action évolue et que les besoins évoluent. Or l'ensemble de nos cas d'étude montre qu'en réalité les AE ont aussi une posture active. Ils souhaitent concevoir des indicateurs pour changer ce système d'action.

2.3 Des stratégies d'agencements potentiels au service d'AE

On peut voir les indicateurs comme des outils qui sont construits au fur et à mesure des besoins de connaissance ou des politiques publiques par réponse à des stratégies de connaissances ou des injonctions administratives. L'intention environnementale ne semble pas nécessairement le moteur principal de l'action. Toutefois, dans nos cas d'étude les acteurs ont aussi une intention environnementale derrière ces discours : soit ces discours servent à justifier l'outil face à des acteurs qui ont d'autres préoccupations, donc en utilisant leur propres enjeux pour dialoguer avec eux, soit ces acteurs sont convaincus qu'indirectement ces objectifs de connaissances et de réglementation permettent d'améliorer l'état de la biodiversité.

Nous soutenons que ces outils sont aussi des moyens pour renforcer les capacités d'action des acteurs. Multiplier les outils disponibles ou les améliorer c'est aussi pour des AE se garantir la possibilité de créer des agencements potentiels en fonction de leurs besoins propres et des stratégies qu'ils cherchent à mettre en œuvre. La création de nouveaux indicateurs peut faire partie d'une stratégie pour développer une panoplie d'outils permettant le maximum d'agencements potentiels pour les AE. Quelques acteurs nous ont fait part de cette vision stratégique qu'ils ont sur cette panoplie d'outils et sur les agencements potentiels qu'elle contient. Cette possibilité d'inclure les indicateurs dans des agencements potentiels pour agir plus tard est une manière de consolider les ressources

stratégiques des AE.

Créer de la redondance pour permettre de la souplesse et faciliter la recherche de solutions

Tout d'abord, les acteurs ont besoin d'une panoplie d'outils pour pouvoir potentiellement couvrir toutes les thématiques. En fonction de leurs besoins, ils doivent pouvoir y répondre rapidement en ayant à disposition l'outil adéquat. Même si les outils créés ne servent pas momentanément ou n'ont pas d'effets directs comme nous l'avons décrit dans un certain nombre de nos cas étudiés, ils pourraient servir dans d'autres contextes. En fonction de leurs besoins d'argumenter et de leurs interlocuteurs à convaincre, les AE utilisent l'une ou l'autre des échelles des LR (mondiales, nationales ou régionales). Pour l'IBP le constat est le même : il figure désormais dans la palette des outils disponibles pour parler de biodiversité forestière. Il s'est autonomisé et est utilisé par de nombreux acteurs : PNR, Parcs nationaux, collectivités... et avec de nombreux objectifs alors que c'était pourtant l'exemple type d'un outil créé pour répondre à une seule problématique qui est l'instauration de la biodiversité comme préoccupation pour les gestionnaires forestiers.

« L'IBP c'est un indicateur parmi d'autres, je ne vais pas me priver de le faire figurer. C'est un angle d'approche et si dans mon travail j'ai besoin d'angles complémentaires je l'utilise. » (entretien IBP, ONGE).

« Il y a la possibilité d'utiliser l'IBP comme module d'autres outils. Par exemple sur les questions de conservation des habitats, l'outil ne répond pas mais par contre il peut être utilisé comme un des modules parmi d'autres pour évaluer la conservation des habitats. » (entretien IBP, organisme technique, forêt privée).

V. Folcher et P. Rabardel (2004) montrent qu'avec les outils une certaine redondance est nécessaire. Elle permet une plus grande souplesse et une plus grande variété de solutions à tous les problèmes :

« Chaque outil remplit généralement sa ou ses fonctions prévues par les concepteurs mais aussi d'autres fonctions développées par les opérateurs. Une certaine redondance est ainsi introduite par l'opérateur dans son outillage. Elle permet une plus grande souplesse dans l'utilisation, ainsi qu'une plus grande variété de solutions adaptées aux particularité des situations. L'outillage, ainsi restructuré et organisé forme un ensemble homogène où se réalise, pour l'opérateur, un meilleur équilibre entre les objectifs d'économie et d'efficacité de l'action. Les fonctions et outils nouveaux, issus des genèses instrumentales ne font pas l'objet d'un développement isolé. Ils s'intègrent au reste de l'outillage de l'opérateur assurant ainsi un meilleur équilibre d'ensemble de son outillage dans sa globalité. Les fonctions nouvelles forment un système d'ensemble avec les fonctions des instruments plus anciennement développés. » (Folcher, Rabardel, 2004).

Au sein d'un système d'outils tous les outils ne sont pas équivalents, des relations fonctionnelles entre les outils sont utilisées par des opérateurs différents ou à des moments différents

de l'action. C'est le cas entre CarNET-B et les ZNIEFF : les acteurs ont montré une certaine redondance sur l'information transmise mais les deux outils peuvent donner des informations différentes. CarNET-B, arrivé après les ZNIEFF, a même été pensé en partie pour influencer la construction de futures ZNIEFF.

Exemple d'agencement stratégique pour agir sur différents fronts simultanément : les outils informatifs et réglementaires

Les outils à visée informative et évaluative tels que nous les avons étudiés sont souvent pensés au sein d'agencements potentiels contenant aussi des outils réglementaires, par exemple les LR et les espèces protégées, CarNET-B et la doctrine éviter, réduire, compenser, CarHAB et les SRCE, etc.

L'agencement est parfois pensé de manière linéaire : l'outil informatif sert en amont à créer l'outil réglementaire qui sera utilisé par la suite, mais parfois les deux moyens peuvent être utilisés simultanément. Par exemple des outils réglementaires tels que les listes d'espèces protégées ne peuvent être revus trop fréquemment (cf chapitre 3, section 2.3). Les listes ne sont alors pas toujours représentatives de la réalité. Les listes rouges servent alors à les interpréter, notamment dans le cadre des études d'impact ou pour mettre en œuvre des politiques de conservation (cf. chapitre 3). Dans CarNET-B, et d'après des acteurs initiateurs du projet, les LR font office de pré-listes d'espèces protégées. À défaut de connaître les espèces qui seront protégées dans dix ou vingt ans (durée d'un projet de grandes infrastructures), les concepteurs ont proposé d'utiliser les LR pour anticiper les listes d'espèces protégées (cf. chapitre 4). Dans le futur on peut aussi imaginer que CarHAB soit utilisé de manière complémentaire aux outils réglementaires comme les SCOT ou les SRCE pour faciliter leur interprétation, et les avis donnés par les autorités compétentes.

« C'est l'époque de la TVB. Pour la biodiversité ordinaire on a aussi besoin de savoir ce qu'il y a à côté des zones Natura 2000. D'où l'idée d'un double instrument : CarHAB en amont et la trame verte et bleue (TVB) pour parler aux politiques. Donc CarHAB est surtout un instrument de connaissances pas vraiment politique. Le vrai instrument pour parler aux élus et agriculteurs, c'est la TVB, surtout qu'on n'avait que Natura 2000 où on était plutôt dans le conflit. D'où l'idée de proposer autre chose pour parler aux politiques. Les cartes c'est très parlant, surtout pour parler aux élus de leur territoire. Donc on avait l'idée avec les gens de la TVB d'utiliser CarHAB pour parler aux élus. C'est deux projets qui se sont rejoints. » (entretien général, ex-administration centrale en charge de la biodiversité).

L'existence simultanée d'outils réglementaires et informatifs peut permettre d'accroître les potentialités de chaque outil : les indicateurs que nous avons étudiés sont complémentaires d'outils réglementaires, mais l'inverse est aussi valable, les outils réglementaires permettent d'accroître les potentialités de ces indicateurs. Tout outil informatif, bien qu'il n'ait aucune valeur juridiquement contraignante, peut être pris en compte avec des notions comme le « porter à connaissance ». C'est le

cas des ZNIEFF qui n'étaient au départ qu'informatives et ont acquis une portée quasi-réglementaire via la jurisprudence. Dans l'IBP les acteurs jouent en permanence sur cette porosité entre outils informatifs et réglementaires (cf chapitre 4, section 3.3). L'ambiguïté permanente entre les deux aspects contribue à les renforcer, et à maintenir l'attention des acteurs sur l'outil.

Les discours des acteurs nous donnent souvent l'impression que les indicateurs et plus généralement l'expertise, font partie d'une phase amont, pensée indépendamment des aspects réglementaires qui arriveraient dans un deuxième temps. En réalité, l'agencement des aspects informatifs et réglementaires est essentiel : il donne la possibilité aux acteurs d'utiliser les deux types d'outils en fonction de leurs besoins. La contribution des indicateurs à une action efficace vient de leur agencement dans des dispositifs stratégiques comme ceux que nous venons de décrire, contenant à la fois des outils à visée informative et des outils réglementaires.

Consolider une panoplie qui a déjà de bon potentiels stratégiques

La création de nouveaux indicateurs peut faire partie d'une stratégie pour développer une boîte à outils permettant le maximum d'agencements potentiels pour les AE. Dans certains cas, la création de nouveaux outils peut aussi servir à consolider des agencements qui ont déjà de bons potentiels stratégiques. Par exemple dans le cas de CarNET-B ou des LR les différents acteurs ont pris conscience que plus de connaissance amène à plus de prise en compte de la biodiversité dans les projets d'aménagement. Donc ils voudraient renforcer cette logique d'action qui a fait ses preuves en créant des outils mais surtout en améliorant les outils existants (mettre à jour les listes déterminantes ZNIEFF ou délimiter de nouvelles ZNIEFF à partir de CarNET-B). Les indicateurs peuvent donc être utilisés comme des outils de consolidation, dans le cadre d'un travail de systématisation de dispositifs stratégiques qui existaient déjà partiellement et qui étaient déjà utilisés pour la décision.

2.4 Trois stratégies complémentaires qui aboutissent à la constitution d'une boîte à outils sur la biodiversité

Pour conclure, nous venons de décrire trois types de logiques à l'œuvre dans la volonté des acteurs de disposer de boîtes à outils : des logiques de connaissance, des logiques administratives et des logiques d'agencement stratégiques potentiels. Au premier abord, les acteurs donnent l'impression qu'ils sont surtout soumis à des injonctions administratives du type « *Bruxelles exige* », ou qu'ils cherchent à créer des indicateurs pour avoir plus de connaissances, partant du principe qu'avoir plus de connaissances conduira à mieux agir. Ces deux logiques sont réelles et contribuent à la multiplication des outils existants. Pourtant nous avons aussi montré que les acteurs ont une réflexion

stratégique sur l'articulation potentielle de ces outils entre eux : la constitution d'une panoplie pour anticiper le maximum de situations et y être en capacité d'agir. Ces trois logiques sont donc souvent combinées. Par exemple des acteurs peuvent vouloir réaliser une cartographie de la végétation ou une LRR pour appuyer leur demande de création d'un Parc Naturel Régional, ayant à la fois des intentions administratives et environnementales. Les arguments administratifs servent indirectement à argumenter pour une meilleure connaissance et parfois pour faire mieux prendre en compte la biodiversité à de nouveaux acteurs, comme dans le cadre de CarNET-B où la Direction de l'eau et de la biodiversité (DEB) est allée dans le sens de la Direction des infrastructures de transport (DIT) car derrière des arguments administratifs il y avait l'espoir de contribuer à la conservation de la biodiversité.

« L'idée qu'on avait à l'époque entre la DIT et la DEB, c'est que si ça marchait suffisamment les services de la nature pourraient, en fonction de l'évolution de leur organisation plus tard, généraliser ce type de procédés et l'ouvrir à d'autres types de financeurs, par exemple l'ouvrir à des collectivités sur le terrain pour d'autres types de projets. Ça a parfois été évoqué » (entretien CarNET-B, administration centrale en charge des infrastructures de transports).

Les acteurs porteurs de ces projets sont obligés de rentrer dans cette logique administrative pour faire prendre conscience de l'intérêt d'un nouvel outil en comparaison à ceux existants. Par exemple les listes rouges nationales ont failli ne pas voir le jour parce que certains acteurs, dont le ministère de l'écologie, n'en voyaient au départ pas l'utilité administrative.

« Je suis allée voir le directeur je lui ai dit « j'aimerais relancer les LR ». Il m'a été opposé que : « pour la priorisation on a déjà notre méthodologie, les experts du CNPN ont établi une grille de lecture », et que « pour 2005 les crédits avaient déjà été distribués on n'a plus rien à donner. » (entretien LR, ex-organisme national d'expertise naturaliste).

« Les LR pour moi ça ne devrait même pas exister. On a la Directive Habitat-Faune-Flore, qui permet de dire si l'état est bon ou mauvais. Pour le décideur ça suffit comme information. Les élus, les entreprises, les ministres, il ne faut pas les perdre ! » (entretien général, ex-administration centrale en charge de la biodiversité).

Dans le cas de CarHAB, les concepteurs ont eux eu du mal à s'appuyer stratégiquement sur la logique administrative de leurs financeurs pour défendre le projet, ce qui a engendré des difficultés pour la recherche de nouveaux financements ou pour leur renouvellement. Pour certains acteurs, le monde de la connaissance manque encore de vision stratégique pour arriver à argumenter sur les potentialités administratives de nouveaux outils à ajouter à la boîte à outils.

« J'avais recommandé de montrer à quoi ça allait servir, pourquoi on va dépenser plusieurs millions à cartographier la végétation et ce n'est pas seulement pour le rapportage. [...] Ce n'est pas simple, on est sur des compétitions, en matière budgétaire notamment. Il faut être également bon vendeur, savoir argumenter que l'outil CarHAB va nous permettre, bien sûr de rapporter pour la Directive Habitat, mais aussi de

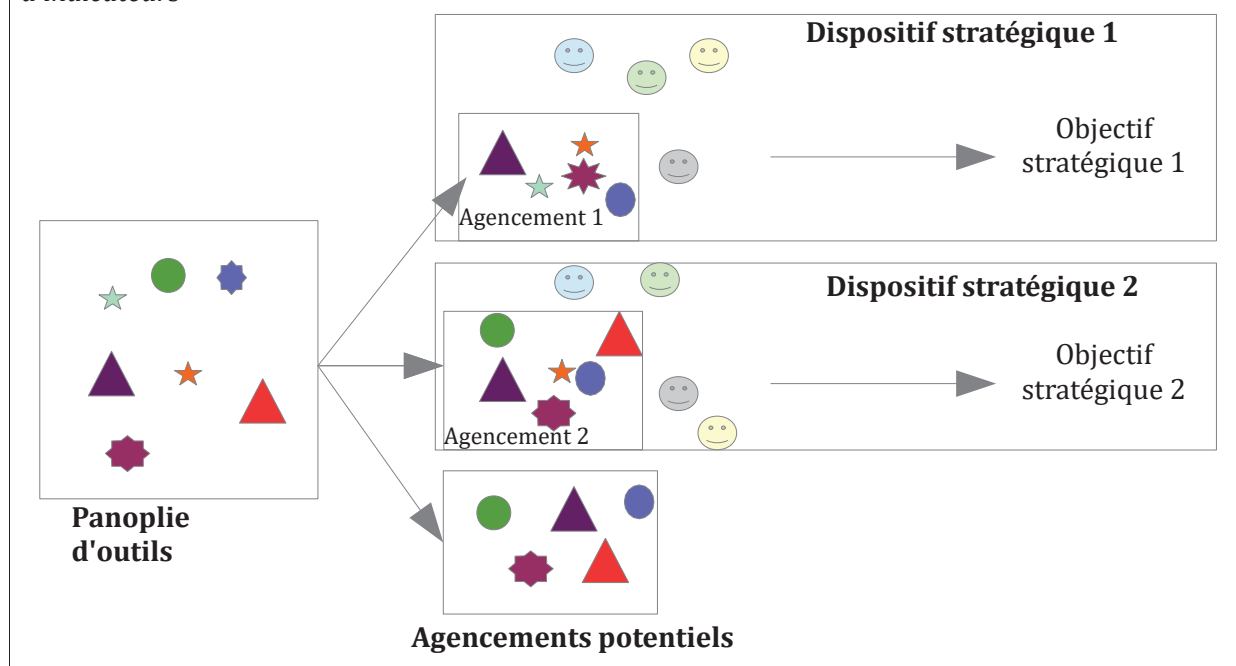
travailler sur la TVB, de discuter des mesures ERC, pour la prospection d'espèces rares. Il faut montrer que cet outil quelque part est aux habitats ce que la LR est aux espèces. » (entretien CarHAB, ex-organisme national d'expertise naturaliste).

« Le monde académique ou le monde naturaliste manque de cette vision stratégique ou en tout cas tactique, sur : « comment je vais vendre mon projet, comment je vais faire du fund raising, comment je vais obtenir mon financement ? ». » (entretien général, ex-organisme national d'expertise naturaliste).

Conclusion de la section 2

Dans cette section 2 nous avons montré l'utilité d'une panoplie d'outils constituée en partie par des indicateurs pour renforcer les agencements potentiels au sein de dispositifs stratégiques (cf. illustration 7). Au moment du lancement de ces projets, après le Grenelle de l'Environnement, certains acteurs ont fait preuve d'une vision stratégique à l'échelle nationale, notamment au ministère de l'écologie. Ils souhaitent par exemple réorganiser la connaissance, en s'appuyant sur des indicateurs socles à l'échelle nationale et avec une méthodologie homogène et reconnue : CarHAB pour la répartition des écosystèmes, Carnet B pour la répartition des espèces et les LR pour les statuts des espèces (avec un équivalent en cours de réflexion pour les LR habitats). Ce socle d'indicateurs devait être la base d'une panoplie composée aussi d'autres outils : TVB, ZNIEFF, SCAP, espèces protégées.... Il y avait donc une intention de constitution d'une boîte à outils couvrant l'ensemble du territoire de manière homogène. Nous avons vu que pour de multiples raisons certains indicateurs de ce socle ne sont pas encore achevés (CarNET-B et CarHAB), mais c'est la preuve qu'une réflexion à l'échelle d'une boîte à outils existe ou peut exister. Les acteurs ont une réflexion stratégique non seulement à l'échelle de l'outil mais aussi à l'échelle d'une panoplie plus large, dans lequel ils disposent d'une multitude d'agencements potentiels d'outils. La notion de dispositif stratégique nous invite à dépasser les discours sur les injonctions administratives et le besoin de connaissances. Cette panoplie est ainsi une formidable opportunité pour les AE de réfléchir à des agencements potentiels permettant de faire face au maximum de situations (illustration 7) : de *« ne pas mettre tous ses œufs dans le même panier »* (entretien, ministère de l'écologie et ONGE).

Illustration 7: de la nécessité d'une panoplie d'outils permettant le plus d'agencements potentiels d'indicateurs



3 Des dispositifs stratégiques au service de l'action des acteurs d'environnement

Les indicateurs peuvent faire partie d'agencements potentiels au sein de dispositifs stratégiques ayant pour but le changement de la situation de gestion de l'environnement. Nous montrons que deux types de stratégies peuvent être observés : des stratégies de pouvoir (objectif de positionnement) et des stratégies d'action (objectif d'intervention en faveur de la biodiversité).

3.1 Des dispositifs au service de stratégies de pouvoir : améliorer le positionnement des AE

Dans les quatre cas d'étude les acteurs concepteurs d'indicateurs cherchent à améliorer leurs compétences et leurs ressources et donc, indirectement, leur force de frappe vis-à-vis d'autres acteurs. Ces indicateurs contribuent à des stratégies de positionnement. Ces stratégies permettent indirectement d'agir en faveur de l'environnement en renforçant les acteurs qui ont cette intention ou en affaiblissant leurs adversaires.

3.1.1 Améliorer le positionnement de certains AE

Stratégies et relations de pouvoir : les AE cherchent à modifier les relations de pouvoir à l'œuvre

Dans les trois cas d'études analysés dans la partie 2 nous avons montré que les indicateurs ont

contribué à renforcer le positionnement de certains acteurs de la connaissance, voire du réseau entier (section 2 de chaque chapitre). Les indicateurs sont ainsi utilisés dans des stratégies pour modifier les relations de pouvoir au sens de M. Crozier et E. Friedberg (1977), pour qui le pouvoir implique toujours la possibilité pour certains individus ou groupes d'agir sur d'autres individus ou groupes. Il a un caractère relationnel : *« Le pouvoir est donc une relation, et non pas un attribut des acteurs. Il ne peut se manifester - et donc devenir contraignant pour l'une de des parties en présence - que par sa mise en œuvre dans une relation qui met aux prises deux ou plusieurs acteurs dépendants les uns des autres dans l'accomplissement d'un objectif commun qui conditionne leurs objectifs personnels »* (Crozier et Friedberg, 1977). C'est une relation d'échange, donc de négociation. M. Crozier et E. Friedberg expliquent que les fondements du pouvoir viennent des atouts, des ressources et des forces de chacune des parties en présence, de leur puissance respective, qui détermineront le résultat d'une relation de pouvoir. Ce qui s'échange à travers une relation de pouvoir ce sont les *« possibilités d'action »*. Ce résultat permet d'expliquer les stratégies des AE que nous avons observées : s'ils cherchent à modifier les relations de pouvoir à l'œuvre c'est pour pouvoir modifier le comportement des autres acteurs. Cette stratégie de positionnement est pour les AE une stratégie indirecte pour modifier le comportement d'acteurs afin de leur faire mieux prendre en compte la biodiversité. Cette stratégie que nous appelons de « positionnement » peut être une stratégie d'action environnementale, mais elle existe aussi chez des acteurs porteurs d'autres enjeux, par exemple d'aménagement ou de production de bois, qui cherchent à améliorer leur positionnement pour satisfaire leurs objectifs propres.

« C'est plutôt une lutte d'influence pour tirer à eux [forêt privée] la question de la biodiversité en forêt. » (entretien IBP, chercheur).

« Notre pouvoir d'échange avec nos partenaires n'est pas aussi bon qu'on aimerait, parce qu'aussi on n'a pas une force de frappe suffisante. » (entretien IBP, administration centrale en charge de la biodiversité).

Pour modifier ces relations de pouvoir, les AE essayent de renforcer leurs ressources et compétences via la conception d'indicateurs

Différents types de stratégies à partir des indicateurs peuvent amener à modifier ces relations de pouvoir. Dans nos cas d'études nous avons observé que les indicateurs sont plutôt utilisés au sein de stratégies passant par le renforcement des ressources et compétences des AE (cf encadré 7). Les acteurs rencontrés sont tous conscients que plus ils ont de moyens humains et financiers, ainsi que des compétences, plus ils deviennent des acteurs centraux de l'action. Les indicateurs intègrent alors des dispositifs stratégiques visant à améliorer leur positionnement, en rendant les AE indispensables au jeu d'acteur, ce qui est cohérent avec la théorie des ressources et compétences (Lorino, Tarondeau, 2006 ; Hamel, Prahalad, 1989). Les décisions sont prises à partir de processus d'analyse stratégique

qui consistent à identifier, évaluer et comparer ses forces et faiblesses par rapport à celles des adversaires (Lorino, Tarondeau, 2006). Les indicateurs contribuent à rendre les AE plus forts parce qu'ils disposent de plus de connaissances sur l'état de la biodiversité, donc peuvent analyser les causes d'une dégradation et les leviers d'actions (être force de proposition ou tireur d'alarme). De plus, lorsqu'ils sont les seuls à disposer d'une connaissance ou à savoir l'interpréter, les autres acteurs sont obligés de les inviter dans les discussions : ils deviennent une pièce indispensable du jeu d'acteur.

Inversement, nous avons peu observé de stratégies d'AE cherchant explicitement à affaiblir leurs adversaires. Pourtant pour renforcer leur propre positionnement les acteurs ont deux possibilités (qui peuvent être complémentaires) : se renforcer ou affaiblir l'adversaire. Or dans un contexte tel que celui observé où les AE ont une marge de manœuvre assez faible, il est plus facile de se renforcer soit-même que d'affronter un opposant pour l'affaiblir. Ils commencent par renforcer leurs ressources et compétences en attendant d'avoir une opportunité d'intervenir concrètement et/ou d'affaiblir les autres.

Encadré 7: Stratégies de positionnement via la modification des ressources et compétences

Indicateurs ➡ ressources et compétences des AE ➡ relations de pouvoir (AE indispensables)

➡ possibilités d'action des AE

Observation de tensions entre les organisations porteuses d'enjeux environnementaux sur la maîtrise des ressources et compétences disponibles

Les stratégies pour augmenter les ressources et compétences propres des organisations peuvent devenir des sources de tensions entre les différentes organisations porteuses d'une intention environnementale. Certes elles ont toutes à cœur un objectif environnemental, cependant elles ont aussi des objectifs propres dus au fait d'être une organisation et de devoir se développer. C'est ce que F. Guillet distingue au sein de deux registres stratégique : le « *développement interne* » et la « *place dans le secteur de l'environnement* » (Guillet, 2011), articulant coopération et compétition. Et des tensions apparaissent lors de l'arrivée d'un nouvel entrant dans tout secteur d'activités concurrentiel (Porter, 1986). Dans nos études de cas, deux stratégies pour ces organisations sont simultanées : à la fois la nécessité de se faire des alliés pour mieux intervenir sur la préservation de la biodiversité et la nécessité de faire survivre leur propre organisation où elles sont en concurrence avec des alliés (pour des financements, pour accueillir les meilleurs spécialistes, pour être sollicités plus souvent...). D'une manière générale les objectifs de positionnement contribuent de manière indirecte aux objectifs d'intervention et sont des éléments fondamentaux pour l'action en faveur de l'environnement. Pourtant il existe quelques cas où l'objectif de positionnement a pris le dessus sur l'objectif d'intervention, par exemple parce que certains AE sont persuadés que l'objectif d'améliorer le

positionnement de leur propre organisation est la manière la plus efficace d'agir sur l'état de la biodiversité, ou parce que momentanément l'enjeu de positionnement leur paraît plus essentiel à leur survie que l'enjeu environnemental. Lorsque de telles compétitions entre AE apparaissent cela peut conduire à abandonner certains projets ou à exclure des acteurs qui auraient pu peut-être agir plus efficacement. Dans nos études de cas nous avons notamment observé des querelles entre organisations qui portaient à la fois sur l'idée que leur méthodologie était la meilleure et qu'ils étaient donc les plus appropriés pour construire l'outil et sur l'idée qu'ils avaient besoin de ressources pour se développer dans un objectif environnemental indirect.

« Ça serait quand même beaucoup plus facile sur ce dossier s'il n'y avait pas de stratégie individuelle, de tentatives de tirer la couverture à soi, soit par envie de reconnaissance soit en termes de visibilité ou de récupération de finances. Chacun essaye de justifier qu'il est meilleur que l'autre et qu'il faut financer son programme et du coup la mutualisation du savoir est encore insuffisante. » (entretien CarHAB, anonyme).

« Il y a un jeu institutionnel et politico-scientifique entre les CBN, et les phytosociologues. Les CBN sur les quatre ou cinq dernières années ont cherché à être reconnus un peu par tous les moyens et à consolider leurs missions (flore et habitat). Donc ils ont voulu s'impliquer, mais en terme de capacités scientifiques c'était la tradition phytosociologique qui a prévalu et a dû prendre le dessus. C'est ce qui a réussi à être formulé de plus abouti. » (entretien CarHAB, ex-administration centrale en charge de la biodiversité).

3.1.2 Améliorer le positionnement de l'ensemble des AE

Les indicateurs contribuent non seulement à renforcer des organisations productrices ou utilisatrices de l'outil mais aussi à renforcer le positionnement de l'ensemble des AE face aux autres acteurs, notamment AR et AS.

Contribuer à faire émerger ou soutenir des AE au sein d'organismes dont ce n'est pas la vocation première

Tout d'abord, la conception d'indicateurs est une occasion d'aider certains AE minoritaires à émerger, notamment à l'intérieur d'organismes ayant d'autres intentions (secteur de la production forestière, administrations de l'État, aménageurs, etc.). Et pour ces AE internes qui cherchent à intégrer des préoccupations environnementales à d'autres préoccupations sectorielles les indicateurs contribuent à une stratégie pour montrer les compétences et les ressources dont ils disposent, et surtout devenir des interlocuteurs privilégiés en interne et vis-à-vis de l'extérieur. Dans CarNET-B par exemple les échanges liés au projet ont été l'occasion pour les AE internes à la DREAL de montrer leur capacité d'expertise, c'est-à-dire leur capacité à apporter des informations utiles aux acteurs aménageurs routiers. Dans l'IBP, quelques acteurs internes à la forêt privée ont envie de « faire bouger les choses » à l'intérieur de leur organisation, et de porter en interne cette préoccupation

environnementale. Grâce à l'IBP ils ont pu acquérir indirectement le soutien du ministère de l'écologie et de quelques associations. Les indicateurs peuvent donc intégrer des objectifs stratégiques de positionnement d'AE internes à des organismes dont l'environnement n'est pas le seul objectif et permettre de renforcer des réseaux d'AE internes et externes aux acteurs sectoriels.

Les acteurs rencontrés sont conscients que les indicateurs sont l'occasion pour ces acteurs intégrateurs d'environnement d'émerger (De Mombynes-Leménager, 2007). Nombreux sont les AE déjà bien établis qui nous ont expliqué l'intérêt de soutenir d'autres acteurs d'environnement émergents. Par exemple, certains choisissent de renforcer le positionnement de ces AE internes en affichant publiquement leur soutien, voire en les finançant :

« Au moins on soutient les naturalistes, on les valorise » (entretien LR, administration territoriale en charge de la biodiversité).

« Est ce que c'est susceptible de faire bouger les lignes à l'intérieur de la forêt privée ? La forêt privée ce n'est pas un soviet où tout se décide à l'unanimité, c'est hétérogène d'une région à l'autre, d'un type de forêt à l'autre, il y a des comportements différents. Mon sentiment c'est qu'à chaque fois que vous donnez un petit coup de pouce à ceux qui veulent faire bouger les lignes vous prenez un pari gagnant-gagnant. Ou bien ils arrivent à faire des émules à l'intérieur et ça déplace les lignes au delà de ceux avec lesquels vous avez tenté de discuter. Ou bien ils n'y arrivent pas vous avez au moins conforté ceux qui voulaient bouger et qui donc sur d'autres sujets ne se sentiront pas en situation d'être systématiquement montrés du doigt, remués par la majorité. C'est une bonne opération que d'aider ceux qui veulent bouger. » (entretien IBP, administration centrale en charge de la biodiversité).

Cette opération de soutien aux acteurs qui veulent porter une préoccupation environnementale se décline aussi dans le champ scientifique. En effet, ces projets d'indicateurs sont aussi des occasions de motiver les scientifiques à s'investir dans l'action publique et de repérer ceux qui en ont le plus la capacité et le plus d'intention environnementale. Les indicateurs renforcent la présence d'experts dans les réseaux d'AE.

« Il y a une volonté du ministère d'essayer de dynamiser un peu le monde scientifique dans le domaine de l'utilisation de la cartographie, cartographies qui pourront après être déclinées sur tout un tas d'aspects de la conservation de la nature et de l'aménagement du territoire. Donc il y a une stimulation du ministère sur ces groupes de scientifiques et c'est quelque chose de nouveau. » (entretien CarHAB, chercheur).

Une occasion de stabilisation voire de naissance de réseaux d'AE

Par ailleurs l'ensemble de ces cas d'étude ont montré que la mobilisation des acteurs variés sur des projets mêlant à la fois des concepteurs d'indicateurs, des producteurs de données, des financeurs, ou encore des utilisateurs a permis de nombreuses discussions entre ces acteurs qui ont quasiment tous une intention environnementale. Les projets d'indicateurs permettent l'émergence ou le renforcement de réseaux d'acteurs, des « *coopérations plus ou moins stables, non hiérarchique, entre des*

organisations qui se connaissent et se reconnaissent, négocient, échangent des ressources et peuvent partager des normes et des intérêts » (Le Galès, 1995). Ces projets autour des indicateurs donnent aux personnes des occasions de se rencontrer, de se connaître et de trouver chez les uns ou les autres des ressources ou compétences complémentaires pour renforcer simultanément l'ensemble des AE (Guillet, 2011). Par exemple, CarHAB a fourni des opportunités de rencontres entre les différents acteurs : faire des journées de terrain ensemble, échanger sur des méthodologies, et apprendre à se connaître et identifier les compétences dont dispose chacun (commentaire personnel).

« Il y aura eu des sorties positives, par exemple les tests sur les départements : on aura la technique et on pourra les reprendre quand le programme ne sera plus gelé. On aura aussi habitué des gens à travailler ensemble par exemple l'IGN et la FCBN, l'IRSTEA et le CNRS : plusieurs partenaires qui n'ont pas vraiment une tradition de travailler en commun. » (entretien CarHAB, chercheur).

« Le comité d'évaluation ce n'est pas forcément très intéressant, c'est très technique. Mais c'est une occasion de discuter avec les gens. » (entretien IBP, organisme d'animation de la recherche forestière).

La coopération et le développement de réseaux d'AE est un résultat peu discuté dans la littérature mais pourtant très important dans les discours des acteurs. Par exemple les enquêtés sont très fiers d'avoir réussi à faire coopérer les naturalistes dans un contexte passé où la coopération entre ces acteurs est souvent difficile et où le culte du « secret » de la donnée est encore bien ancré (Dupré, Micoud, 2007 ; Alphandéry, Fortier, 2011).

Une connaissance bénéfique à l'ensemble des AE

Les indicateurs que nous avons étudiés, notamment ceux financés par des acteurs publics, ont vocation à voir leurs résultats disponibles pour l'ensemble des acteurs⁵⁸. Des AE qui voudraient s'en saisir le pourront théoriquement. Ces connaissances sur la biodiversité contribueront au renforcement du positionnement de nombreux acteurs d'environnement qui pourront les mobiliser en fonction de leurs besoins, sortant d'une période où la « *connaissance biodiversité c'est un domaine réservé de l'administration et des scientifiques... quand les collectivités veulent s'en saisir on nous dit « ah non non on ne sait pas ce qui pourrait être fait des données.* » (entretien, organisation nationale, forêt publique). Et inversement on peut imaginer que les autres acteurs pourront aussi y avoir accès directement, sans nécessité de passer par les AE (cf. chapitre 8). Il faudra pour les AE trouver d'autres solutions pour rester un point de passage obligé pour lier actions et connaissances.

Conclusion de la section 3.1 :

⁵⁸ Convention d'Aarhus : sur l'accès à l'information, la participation du public au processus décisionnel et l'accès à la justice en matière d'environnement (ensemble deux annexes), faite le 25 juin 1998.

Un des intérêts majeurs des indicateurs est de renforcer le positionnement des différentes organisations et indirectement l'action en faveur de la biodiversité. Notre analyse de l'inter-relation entre indicateurs et systèmes d'action nous permet de rentrer dans le détail des stratégies des AE. Les indicateurs contribuent à cette stratégie de positionnement en permettant aux AE de développer les ressources et compétences propres à chaque organisation. Remarquons que nous n'avons pas observé de cas où les indicateurs ont contribué à renforcer le positionnement d'acteurs sectoriels au détriment de celui d'acteurs d'environnement. Il est probable que ce soit dû au choix de nos études de cas qui sont tous conçus ou portés par des AE même s'ils sont parfois internes à des AS ou AR.

3.2 Des dispositifs au service de stratégies d'intervention des AE : changer le système de gestion de la biodiversité

Nos cas nous ont permis de montrer que les stratégies auxquelles contribuent les indicateurs de biodiversité ne sont pas que des stratégies au sens crozerien, c'est à dire des stratégies de changement des relations de pouvoir en place (ce que nous avons aussi appelé des stratégies de positionnement). Les AE ont aussi des stratégies visant à changer le système d'action, vers plus de prise en compte de la biodiversité, ce que nous appelons des stratégie d'intervention en faveur de la biodiversité. Reprenons les cas d'études pour comprendre quelles sont ces stratégies d'intervention.

Dans le cas de l'IBP, les AE cherchent à modifier le système de gestion en proposant de « démocratiser le contrôle » (entretien, organisme gestionnaire, forêt publique), c'est-à-dire de permettre à chacun de vérifier ce qu'il fait. En s'adaptant à un monde forestier dont l'indépendance est difficile à remettre en cause, les AE essayent d'inciter au changement de gestion de manière volontaire. Ils font des propositions pour amener les forestiers à regarder de nouveaux éléments de la biodiversité et à changer d'eux-même de gestion au regard des résultats de ces indicateurs. Le principe de cette stratégie normative des AE est de ne pas essayer d'imposer mais de susciter des discussions et des réflexions sur les choix de gestion chez le forestier. Nous avons observé cette stratégie à propos de l'IBP mais aussi d'autres indicateurs qui sont entrain d'être mis en place, aussi bien au sein de l'ONF que chez certaines ONGE.

« Ce qui nous empêche d'évoluer c'est les systèmes de gestion, mais ce qui nous empêche de changer les systèmes de gestion c'est le complexe du contrôle. Si on démocratise le contrôle, qu'on le rend accessible à tous les cadres forestiers on n'a plus ce problème là. [...] Si on a un outil disponible pour tous, on partage la technique on n'est plus dépendant de quelques individus. Le fait d'utiliser cette technique va engager des discussions sur les choix de gestion. » (entretien, IBP organisme gestionnaire, forêt publique).

« On ne cherche pas à imposer l'indice de naturalité à qui que ce soit, on propose seulement. Les acteurs qui ont trouvé ça intéressant l'utilisent, même si nous quand on

va discuter d'une gestion particulière ça nous permet aussi de montrer notre grille de lecture. Notre vision d'une forêt c'est ça. D'un point de vue écologique il y a quasiment tout, après d'autres aspects sociaux sont en jeu. [...] Dans l'indice de naturalité on a un peu de tous les grands thèmes qu'on porte. » (entretien IBP, ONGE).

Dans le cas de CarNET-B, les acteurs sont conscients que plus de connaissance amène à plus de prise en compte de la biodiversité dans les aménagements puisque la chaîne opératoire du porter à connaissance s'est mise progressivement en place depuis une vingtaine d'année. Cette chaîne est même de plus en plus puissante depuis l'instauration de la possibilité de dérogation sur les espèces protégées et la mise en œuvre de la trame verte et bleue et de la doctrine « éviter, réduire, compenser ». Le facteur qui la limite encore actuellement est la force de frappe des naturalistes et celle des acteurs régulateurs qui instruisent les dossiers. La stratégie d'intervention des AE avec CarNET-B est donc de faire fonctionner encore mieux cette chaîne opératoire en renforçant les éléments de base : la connaissance naturaliste disponible et la connaissance des acteurs régulateurs. Cet indicateur n'est pas utilisé pour remettre en question la construction des infrastructures, mais pour les construire en préservant mieux, consolidant ainsi la chaîne opératoire actuelle (Vandeveld, 2013). Il n'y a pas à proprement parler de stratégies pour changer la gestion en place, mais une stratégie pour renforcer une chaîne opératoire qui contribue déjà à modifier la manière dont les acteurs aménageurs prennent de plus en plus en compte la biodiversité.

Dans le cas des listes rouges, la stratégie d'intervention des AE n'a pas non plus pour objectif de modifier la gestion mais plutôt de la renforcer. En effet les listes rouges contribuent à un système de gestion déjà bien établi : celui de la sélection d'espèces à conserver et pour lesquelles des mesures sont mises en œuvre (les listes d'espèces protégées, les plans nationaux d'action, les listes déterminantes SCAP, ZNIEFF, etc.). Elles répondent à une logique de priorisation de l'action et à une systématisation de cette priorisation. C'est probablement un des facteurs explicatifs de leur succès : tous les acteurs les acceptent puisqu'elles ne visent pas à un changement radical de perspective mais au contraire à mieux justifier ce qu'ils font déjà.

Conclusion du 3.2

Dans l'ensemble des cas étudiés les AE ont des stratégies d'intervention sur le système de gestion visant à atteindre un bon état de la biodiversité. Cependant elles prennent différentes formes et visent soit à renforcer le système de gestion en place soit à le modifier très indirectement. Elles reposent sur le renforcement des outils qui existent et marchent déjà et sur des discussions sur les changements possibles mais sur aucune stratégie trop contraignante, pour éviter les blocages.

3.3 Des dispositifs stratégiques aux potentiels d'expansion et de consolidation

Nos cas ont montré que pour agir les AE s'appuient autant sur l'amélioration de leur positionnement, notamment via l'augmentation de leurs ressources et compétences, que sur des moyens stratégiques d'intervention sur l'objet d'attention en changeant le système d'action. Dans cette section nous croisons ces deux dimensions stratégiques. Il ne s'agit pas nécessairement d'une grille d'analyse que nous proposons pour ré-étudier d'autres cas, mais plutôt d'une manière de formaliser nos résultats. Elle va notamment permettre de croiser les cas entre eux et d'en tirer des résultats sur les types de stratégies à l'œuvre dans le contexte actuel et sur ce contexte (section 3.4) .

Les acteurs d'environnement mobilisent deux registres stratégiques en fonction des cas et notamment du système d'action, de leurs potentialités d'actions : des stratégies d'expansion et des stratégies de consolidation. M. Crozier et E. Friedberg les avaient déjà identifiés mais décrit uniquement au regard de la stratégie de positionnement des acteurs. Ils ont ainsi distingué deux types de stratégies contradictoires et complémentaires : « *Chaque acteur s'efforcera simultanément de contraindre les autres membres de l'organisation pour satisfaire ses propres exigences (stratégie offensive) et d'échapper à leur contrainte par la protection systématique de sa propre marge de liberté et de manœuvre (stratégie défensive).* » (Crozier, Friedberg, 1977). Après avoir testé ce vocabulaire de « défensif » et « offensif » auprès de quelques acteurs lors des restitutions-discussions, nous avons finalement opté pour un vocabulaire qui permet d'éviter toute interprétation négative : nous parlerons respectivement de stratégies de consolidation et de stratégies d'expansion. Cependant, les concepts restent les mêmes que ceux proposés par E. Friedberg et M. Crozier.

Tableau 12: Objectifs et registres stratégiques observés dans les cas d'étude

	Registre de consolidation	Registre d'expansion
Objectif stratégique de positionnement (changer les relations de pouvoir)	Se renforcer soi même : - renforcer ses compétences (données disponibles, capacité d'expertise, connaissance des jeux d'acteurs...), - renforcer ses ressources (humaines, financières, bases de données...), - renforcer ou développer des alliances (réseaux de naturalistes, réseaux inter-organisations d'AE...).	Réduire la marge de manœuvre des acteurs sectoriels, obliger les AR à intervenir en faveur de la biodiversité : - renforcer les AE internes aux AS et AR, - obliger les AS et AR à rendre des comptes pour contrôler leurs activités.
Objectif stratégique d'intervention (changer le système de gestion)	Maintenir la biodiversité au cœur des débats et de l'action : - alerter et sensibiliser l'opinion public pour éviter des mesures défavorables à la biodiversité, - évaluer la mise en œuvre et les effets des politiques publiques, avoir des tableaux de bord, - éviter que la préservation de la biodiversité ne soit évincée des actions et réflexions.	Changer le système de gestion : - changer les pratiques de gestion, - renforcer les outils qui contribuent déjà à changer le système de gestion.

Les stratégies des AE ne se limitent pas à la modifications de relation de pouvoir comme l'ont observé M. Crozier et E. Friedberg : les AE jouent aussi sur ces deux registres dans une perspective d'intervention en faveur de la biodiversité (tableau 12), aussi bien pour consolider le système de gestion existant (registre de consolidation) que pour en proposer de nouveau (registre d'expansion). Les acteurs d'environnement, qui ont une intention environnementale, n'ont pas toujours des stratégies visant l'expansion, comme on l'attendrait d'acteurs minoritaires de changement (Mermet et al., 2005) mais au contraire dans certains cas il semblerait qu'ils aient aussi des stratégies de consolidation, visant à « empêcher un retour en arrière » (entretien général, gestionnaire d'espace naturel). En effet, dans certains systèmes d'action, s'efforcer de ne pas reculer est déjà une action en soi. Via des dispositifs stratégiques intégrant ces indicateurs les AE se ménagent différentes options stratégiques. Par exemple avec l'IBP les AE investissent dans une modification douce du système d'action et des positionnements mais ils consolident simultanément leurs acquis pour se préparer à affronter des offensives d'acteurs sectoriels, donc à devoir se défendre, notamment si la valeur économique du bois augmente.

« C'est quand même un des points importants, on est dans une culture qui n'est pas très naturaliste en France. Sensibiliser plus les propriétaires forestiers je pense que ce n'est pas négatif. C'est un des paris importants. Il ne faut pas tout miser dessus, c'est fragile. Si des verrous sont levés sur la valorisation économique du bois, même si les gens sont sensibilisés, une partie des forestiers peuvent faire de la gestion assez intensive, même si je pense qu'il y a pas mal d'éthique. » (entretien IBP, chercheur).

Cette manière de représenter les stratégies des AE amène à quelques remarques :

- Les différentes options stratégiques sont interdépendantes et complémentaires. Les acteurs peuvent jouer simultanément sur plusieurs options stratégiques. De plus, le tableau proposé a un caractère un peu figé propre à un tableau, mais il y a bien sûr un continuum entre les cases.
- Les quatre options stratégiques peuvent aussi co-exister à l'intérieur même des organisations (du ministère de l'écologie, des DREAL, du MNHN...).
- Ce n'est pas parce que l'outil ne contribue pas à des stratégies d'intervention qu'il n'est pas utile à l'action en faveur de l'environnement. Et de la même manière, ce n'est pas parce qu'il ne contribue pas à des stratégies d'expansion qu'il n'est pas utile à l'action.
- Ce tableau permet de s'intéresser aux intentions qui se sont réalisées ainsi qu'à celles qui ne le sont pas.
- Nous avons observé quelques stratégies passives, du type « *Au moins on a lancé quelque chose, on verra bien ce que ça devient* » (entretien, ex-administration centrale en charge de la biodiversité) mais le plus souvent les AE sont engagés dans des stratégies actives pour défendre et consolider un système de gestion qui marche et qu'ils cherchent à rendre encore plus efficace.
- Nous avons mené une analyse du point de vue des AE, mais il existe probablement des stratégies d'intervention sur le système de gestion de la part des autres acteurs, par exemple des stratégies d'intervention et de consolidation pour les acteurs forestiers :

« *L'accueil qui a été fait à ce moment là à l'ONF c'est de dire : "c'est encore un truc d'écologistes, on stigmatise encore les rotations courtes, alors qu'il n'y a pas de raison et il faut qu'on allume un contre feu. "* » (entretien IBP, anonyme).

« *Le contexte psychologique, c'est qu'on ne voulait pas donner de l'eau à boire aux gens qui voulaient qu'on fasse mûrir les bois au delà d'un diamètre auquel on perdrait de l'argent.* » (entretien IBP, anonyme).

- Il n'y a pas de correspondance directe entre les quatre types de stratégie présentées ici et les quatre « *registres stratégiques* » de F. Guillet (2011)

Cette représentation des stratégies des acteurs permet aussi de mettre en évidence les options stratégiques rencontrées le plus souvent à travers les entretiens (tableau 13). Les AE ont tendance à mettre en œuvre des stratégies de consolidation plus que des stratégies d'expansion. Et ce sont celles qui sont le plus facilement réalisées. Le système d'action influence la conception des indicateurs parce qu'il influence les stratégies potentielles des AE via les indicateurs.

Tableau 13: principaux types de stratégies croisées dans les entretiens sur les cas

	Registre de consolidation	Registre d'expansion
Objectif stratégique de positionnement (changer les relations de pouvoir)	Se renforcer soi-même Éviter que les autres acteurs puissent avoir une influence sur soi → souvent rencontré dans les entretiens	Réduire la marge de manœuvre des autres acteurs → rarement rencontré dans les entretiens
Objectif stratégique d'intervention (changer le système de gestion)	Maintenir la biodiversité au cœur des débats et de l'action → souvent rencontré dans les entretiens	Changer le système de gestion pour que les acteurs intègrent mieux la préservation de la biodiversité → rarement rencontré dans les entretiens

3.4 Des stratégies témoins d'un contexte particulier : la menace du retour en arrière

Dans chaque cas d'étude les stratégies des AE sont adaptées à des systèmes d'actions spécifiques, pourtant les types de stratégies les plus souvent rencontrées dans les entretiens sont assez semblables dans les quatre cas (tableau 13). Du fait que nous avons choisi des études de cas qui se déroulent au même moment et avec des acteurs communs, ce constat sur les types de stratégies à l'œuvre permet de s'interroger sur le contexte. Comme nous n'avons pas spécifiquement interrogé d'acteurs sur ce contexte ni choisi des études de cas témoins dans d'autres contextes, il ne s'agit que de premières pistes de travail qui pourraient faire l'objet de travaux de recherche plus approfondis. Néanmoins, à partir des entretiens, nous avons déjà des pistes pour faire quelques hypothèses sur ce contexte.

Pourquoi les AE ont-ils tendance à privilégier des stratégies de consolidation, alors que nous les avons justement définis comme des acteurs ayant une intention de changement du système de gestion ? Et pourquoi les stratégies de positionnement sont-elles aussi importantes pour les AE ? Comment articulent-ils objectifs de positionnement et d'intervention ? La confrontation à un contexte particulier les oblige-t-elle à adopter des stratégies spécifiques ? Un certain nombre de citations issues de nos entretiens laissent à penser que cette dernière hypothèse serait la bonne : la période serait difficile pour les AE, confrontés à la fois à des coupes dans leurs financements et à des acteurs sectoriels de plus en plus offensifs pour éviter les contraintes environnementales au développement économique. En réponse, les AE adoptent des stratégies de consolidation : le renforcement de leurs

propres organismes pour profiter des maigres ressources distribuées et un durcissement de leurs positions pour conserver toutes les avancées environnementales acquises au cours des dernières décennies. Les acteurs s'accordent à dire qu'après une période qui leur était favorable pré et post-Grenelle de l'environnement, le contexte est aujourd'hui plus difficile, notamment depuis l'arrivée de la crise financière.

« L'évolution n'est pas très bonne. Après une certaine montée en puissance jusqu'à Nagoya en novembre 2010, ensuite le soufflé est retombé en France. Il y a eu un changement des acteurs. On avait des secrétaires d'État motivés, une pression du calendrier, et on n'était pas encore dans le pic de la crise financière. Et ce n'est pas spécifique à la France. Les priorités ont changé. Mais comme nous étions en retard sur l'acquisition de nos outils ça met un frein sur des activités essentielles. Le problème c'est donc qu'on a ralenti fortement l'acquisition des connaissances mais aussi la volonté politique (et c'est pareil à l'échelle de la commission européenne). » (entretien général, ex-organisme national d'expertise naturaliste).

« Là justement on a des crispations politiques, un secteur forestier beaucoup moins ouvert qu'il y a quelques années. La doctrine environnementale est un peu affaiblie. [...] Il faut garder espoir mais politiquement on est peut-être dans une séquence de repli, on le voit au niveau international. » (entretien IBP, administration centrale en charge de la biodiversité).

Confronté à un manque d'ambitions politiques et à un manque de moyens, le ministère de l'écologie, qui pourrait être un acteur fort, porteur d'une stratégie ambitieuse à l'échelle nationale, est aujourd'hui fortement critiqué, à l'extérieur, mais aussi en interne.

« Ils font ce qu'ils peuvent, mais je pense qu'au ministère ils ont tellement de choses à faire et aujourd'hui encore plus qu'il y a cinq ans, dix ans ou vingt ans qu'ils n'ont pas de stratégie. Ils n'ont pas de vision. Je trouve que c'est extrêmement compliqué. C'est quand même du grand n'importe quoi la politique de l'environnement aujourd'hui. C'est un tout petit ministère, et qui a peu de moyens. Il y a des politiques nationales qui tombent du ministère et qui ne sont pas en lien avec une demande et une pratique sur le terrain, ni même en lien avec les besoins et les actions engagées par les DREAL. On passe notre temps, y compris les gens des DREAL, à se demander : « Quelle est la politique du ministère ? ». » (entretien général, organisation naturaliste inter-régionale).

« On a une ministre qui ne fait rien et change d'avis tout le temps. Je n'aimerais pas être à la place de ceux qui sont au ministère de l'écologie. Ils ne peuvent rien faire. » (entretien général, anonyme).

Bien que nous manquions de références bibliographiques ayant déjà analysé ce contexte très récent à l'échelle nationale, nous avons aussi quelques entretiens réalisés dans le cadre d'un travail parallèle à cette thèse sur les stratégies en faveur de la biodiversité de différents acteurs nationaux (projet BioPIQuE⁵⁹) qui tendent à conforter cette impression générale sur un recul de la question environnementale (Tombois, 2014).

59 <http://biopique.agroparistech.fr/?lang=fr>

« Donc c'est une mauvaise période pour notre association. On cherche à garder les acquis pour qu'il n'y ait pas de régression. Mais le rapport de force n'est absolument pas en notre faveur. En 2010, la SNB avait marché parce qu'on n'avait pas encore connu cette très mauvaise période économique. Cette période va passer, mais il faut essayer en attendant de ne pas retourner trop en arrière. » (entretien réalisé dans le cadre du projet BioPIQuE, ONGE).

Le fait que nous observions essentiellement des stratégies de consolidation et plutôt des stratégies de positionnement que des stratégies d'intervention pour changer le système d'action est cohérent avec ce contexte. Les AE font face à une politique publique qui affiche de plus en plus d'intentions environnementales (un projet de loi sur la biodiversité par exemple) tout en réduisant progressivement les ressources organisationnelles qui pourraient permettre à ces intentions de se réaliser (le projet de loi est en cours de discussion depuis bientôt trois ans maintenant et son examen final est sans cesse repoussé). Les acteurs qui œuvrent pour que l'on « revienne en arrière » sur la biodiversité ont compris qu'il fallait découpler la question des ressources organisationnelles et celle de l'affichage. La capacité d'action des acteurs la biodiversité du point de vue organisationnel est progressivement démantelée, tout en affichant des objectifs environnementaux de plus en plus forts. En réaction les AE se battent pour renforcer leur positionnement et conserver des ressources organisationnelles, en « *attendant que ça passe* » (entretien, ONGE). Dans ce contexte les AE internes aux administrations ont un rôle fondamental, ils essayent de garder un cap en interne, et quelques ressources stratégiques à donner aux acteurs d'environnement. Les stratégies des AE observées en parallèle de ce travail de thèse dans le cadre du projet BioPIQuE sont aussi focalisées sur le renforcement de leurs positionnements.

« Il faut renforcer la place des acteurs dont c'est le cœur de métier de protéger la biodiversité. Renforcer leur place dans les systèmes de concertation, les rendre plus forts, plus influents, leur accorder une meilleure place dans l'élaboration des politiques publiques de biodiversité. En renforçant les acteurs qui ont vocation à la protéger, pour moi, c'est indirectement un levier pour mieux protéger la biodiversité. » (entretien réalisé dans le cadre du projet BioPIQuE, ONGE).

Conclusion du chapitre 6

L'analyse de la littérature existante ainsi que nos résultats confortent nos hypothèses de départ sur l'interdépendance entre système d'action et indicateurs. Partant du point de vue des AE qui cherchent à modifier le système d'action, nous avons montré que les AE de nos cas d'études cherchent à influencer le comportement d'autres acteurs en utilisant les indicateurs comme arme stratégique. Ils sont face à des acteurs porteurs d'autres enjeux qui ont eux aussi des stratégies pour défendre leurs propres objectifs, parfois en s'opposant à celles des AE.

Après une brève analyse du concept de dispositif (section 1), comme moyen de pouvoir, comme ingénierie au sein d'une action collective et comme agencement de moyens en vue d'une fin, nous avons vu que cette dernière acception nous permet de repenser l'insertion de l'indicateur dans les stratégies au sens fort des acteurs. Les indicateurs de biodiversité sont des moyens en vue d'une fin, agencés de manière stratégique au sein de dispositifs stratégiques par des acteurs ayant une intention environnementale. Cette approche élargit l'analyse au départ centrée sur chaque indicateur individuellement et replace l'indicateur à l'échelle de l'ensemble du système d'action français. D'une part il est utile pour les AE de disposer de nombreux indicateurs de biodiversité au sein d'une panoplie qui permet de constituer des agencements potentiels d'indicateurs. Ces différents agencements potentiels sont ensuite utilisables dans les dispositifs stratégiques que choisissent de mettre en œuvre les AE (section 2). D'autre part cette analyse via les dispositifs stratégiques amène à identifier les objectifs et options stratégiques des acteurs pour améliorer l'état de la biodiversité (section 3). Un premier type d'objectifs stratégiques consiste à changer les relations de pouvoir entre les acteurs, via ce que nous avons appelé des stratégies de positionnement. Un deuxième type de stratégies observées (que nous avons appelé des stratégies d'intervention) vise à modifier le système de gestion en lui-même. Ces deux types stratégiques se déclinent selon deux registres : d'expansion et de consolidation. Les acteurs ont tendance à favoriser des stratégies de positionnement et de consolidation du système d'action existant. Les discours stratégiques entendus en entretien confortent donc l'idée que le contexte général n'est pas favorable à l'action en faveur de l'environnement.

Chapitre 7 : Des indicateurs pour articuler connaissances et actions en faveur de la biodiversité

L'ensemble de nos travaux contribue à montrer que le système d'action influence la conception des indicateurs et que les indicateurs peuvent eux-mêmes influencer ce système (cf. chapitre 1 et les études de cas) : systèmes d'action et indicateurs sont indissociables. Dans ce cas, pourquoi autant d'acteurs insistent-ils sur la nécessité de distinguer les étapes de conceptions et d'utilisations d'indicateurs, et plus généralement de ne pas connecter directement connaissances et actions au risque d'un court-circuit (Mermet, Barnaud, 1997) ? Dans ce chapitre nous proposons de répondre à cette question en croisant les modèles d'interface science-politique issus de la sociologie des sciences avec une analyse stratégique de l'efficacité de l'action des AE. Comment les acteurs rencontrés décrivent-ils la conception des indicateurs entre connaissances et actions ? Pourquoi les décrivent-ils comme utiles pour l'action tout en argumentant sur la nécessité d'une conception indépendante de l'action et inversement ? Et, comment concevoir des indicateurs qui ont un potentiel à connecter connaissances et actions pour intervenir sur l'état de la biodiversité ? Ce chapitre s'articule autour d'une discussion sur l'interface science-politique : premièrement nos constats issus des cas et éclairés au regard de la littérature sur cette interface (section 1) ; et par la suite deux angles d'analyses différents sur l'efficacité stratégique de cette interface (section 2), et une proposition de croisement avec les sciences de gestions pour détailler trois modèles de décision inscrits dans tout système d'action (section 3). Ces deux angles d'analyses permettent de réfléchir aux difficultés rencontrées par les acteurs à concevoir des indicateurs qui ont le potentiel de connecter connaissances et actions.

Dans les études de cas, et plus particulièrement les LR, nous avons constaté l'omniprésence de discours séparant la construction dite « *scientifique* » des indicateurs qui devrait être indépendante de leur utilisation comme « *outil d'aide à la décision* » pour les politiques. Et pourtant dans l'analyse des études de cas, l'indépendance entre connaissances et actions lors de la conception des indicateurs ne paraît pas aussi formelle que ne la décrivent les acteurs. La sociologie des sciences a proposé différents modèles pour décrire cette interface entre « sciences » et « politiques » (section 1). Un certain nombre d'entre eux remettent en question la distinction que font les acteurs entre sciences et politiques et soulignent que les deux mondes ne sont pas aussi déconnectés que les discours des acteurs ne le laissent à penser.

Comment expliquer ces décalages entre les discours des acteurs et la réalité telle qu'elle est décrite par certains chercheurs et telle que nous l'avons constatée dans nos travaux : connaissances et actions ne sont jamais totalement déconnectées. Certains acteurs ont peut être une « *vision naïve* »

(Van den hove, 2007) de la déconnexion entre sciences et politiques. Cependant, à l'instar de E. Jorstad et K. Skogen (2010), nous faisons l'hypothèse que l'interface science-politique est aussi stratégiquement décrite comme plus déconnectée qu'elle ne l'est. Nous présentons dans la section 2 une succession d'éléments qui permettent d'appuyer notre thèse : l'interface sciences-politiques est décrite de manière stratégique pour pouvoir mieux agir en faveur de l'environnement. À partir des dimensions stratégiques identifiées dans le chapitre précédent (stratégies de positionnement et stratégies d'intervention) nous cherchons à comprendre l'intérêt opérationnel et stratégique de ces discours marqués par l'omniprésence de la référence à la démarcation science-politique et insistant sur la nécessité de ne pas avoir de connexion directe entre connaissances et actions. Nous montrons notamment que ces discours confèrent aux indicateurs une potentialité à simultanément connecter et déconnecter actions et connaissances, ce que nous appellerons une potentialité de conjoncteur-disjoncteur. Et ce potentiel est crucial pour qu'ils contribuent à des stratégies environnementales efficaces.

Dans une troisième section nous proposons une autre perspective sur cette interface, alimentée plus spécifiquement par les travaux sur la prise de décision et l'action. En effet, pour que les acteurs soient convaincus d'adopter ces nouveaux outils ils doivent aussi leur paraître utiles pour l'action : la connexion doit être possible entre connaissances et actions. Il est nécessaire d'anticiper cette potentialité des indicateurs à conjoncter-disjoncter dès leur conception : l'information que les indicateurs fournissent doit être adaptée pour répondre aux différentes logiques d'actions : rationnelles, politiques et organisationnelles (section 3). Une telle lecture par l'anticipation de la connexion entre informations disponibles et logiques d'action permettra aussi de mieux comprendre les succès et échecs de certains indicateurs à être adoptés et à contribuer à une action efficace.

1 La conception des indicateurs, entre connaissances et actions : une déconnexion affichée mais remise en question par les faits

Tous les indicateurs étudiés ont été présentés comme des outils de connaissance pouvant servir à l'action (et c'est aussi comme cela que nous les avons choisis). En effet, les objectifs énoncés de ces indicateurs sont orientés vers l'action : « aider à la décision », « guider des politiques de conservation », « orienter les politiques publiques et identifier les priorités de conservation », « renforcer l'intégration de la dimension habitat de la biodiversité dans les politiques sectorielles », « aider le gestionnaire forestier à améliorer le fonctionnement de l'écosystème et la biodiversité ordinaire des peuplements au niveau taxinomique, une note élevée pouvant s'obtenir avec une gestion appropriée », « orienter les choix de gestion au niveau du peuplement », etc. De plus, tous les

indicateurs connectent effectivement connaissances et actions : ils sont utiles pour agir en faveur de l'action, que ce soit de manière directe ou indirecte (cf. conclusion partie 2). Ils contribuent à renforcer les capacités d'action des AE ; inclure l'outil dans le système d'action actuel (LR pour interpréter la réglementation, IBP pour proposer des plans simples de gestion, CarNET-B pour intégrer les procédures d'aménagement) ; inclure la biodiversité dans les débats et sensibiliser les acteurs (objets écologiques à préserver : espèces et espaces)... Ainsi, les acteurs d'environnement choisissent d'utiliser des indicateurs de biodiversité parce qu'ils imaginent et souhaitent que la connaissance contenue dans ces indicateurs puisse servir à mieux agir et à mener des actions plus pertinentes. Pourtant les discours des acteurs sur cette conception et les faits sont parfois contradictoires. Ils ont tendance à décrire la conception des indicateurs comme une étape indépendante de l'action, dans laquelle la connexion entre connaissances et actions se fait dans un second temps alors que cette connexion existe (sous-section 1.1). Dans les faits que nous avons étudiés et d'après les travaux d'un certain nombre de chercheurs cette conception n'est jamais totalement indépendante de l'action menée derrière (sous-section 1.2).

1.1 Des indicateurs dont les discours sur la conception sont basés sur des modèles de déconnexion entre connaissances et actions

1.1.1 Des discours faisant référence à deux mondes : science et politique

Dans nos études de cas, et en particulier dans les discours sur les listes rouges, deux adjectifs sont revenus fréquemment pour qualifier les indicateurs : « *scientifiques* » et « *politiques* ». Dans l'argumentaire des enquêtés, l'appartenance d'un indicateur au monde scientifique ou au monde politique était une précision importante, souvent associée à une opposition : « *c'est scientifique et non politique* » ou inversement. Revenons dans un premier temps sur ces discours des acteurs. Quels sont les critères à partir desquels ils opposent « science » et « politique » ?

La distinction entre des étapes différentes : des informations scientifiques et des décisions politiques

Un certain nombre de citations des acteurs montrent qu'ils imaginent ou en tout cas décrivent la conception d'un indicateur comme une étape scientifique préalable à la prise de décision et indépendante de la prise de décision qui elle serait politique, dans une vision linéaire où l'expertise éclaire la décision.

« On a besoin aussi d'un décryptage scientifique pour pouvoir après prendre une décision politique. Souvent on se retrouve avec le problème du passage de l'aspect très scientifique à l'aspect politique et souvent la passerelle n'est pas directe. » (entretien LR, administration centrale en charge de la biodiversité).

« Dans l'IBP c'est des connaissances scientifiques qu'on a essayé de transformer en outil pratique, ensuite les instances administratives l'ont identifié comme intéressant dans le cadre des politiques publiques. » (entretien IBP, organisme technique, forêt privée).

La référence à deux mondes : le monde « politique » et le monde « scientifique »

Outre l'idée de deux étapes distinctes, certains choisissent d'insister sur le fait qu'il existerait deux mondes avec leurs acteurs propres et leurs raisonnements spécifiques (tableau 14).

Tableau 14: Distinction dans les discours de deux mondes : science versus politique.

Deux « mondes »	Citations
Les acteurs « scientifiques », les « chercheurs », « la communauté scientifique », les « instituts de recherche »	« On essaye de mettre à disposition des utilisateurs les connaissances qui peuvent être élaborées par des instituts de recherche. » (entretien, IBP organisme technique, forêt privée). « J'utilisais les indicateurs comme un chercheur, comme une variable dans un modèle. » (entretien IBP, ex-chercheur).
Le « monde politique », les « décideurs », le « politique », les « gestionnaires », les « utilisateurs »	« Derrière les développements scientifiques qu'il y a eu des travaux sur comment l'outil a été mis en œuvre par les gestionnaires et comment il a été pris par le monde politique. » (entretien IBP, administration centrale en charge de la biodiversité). « Ces acteurs là ne sont pas du tout prêt à bouger les choses. Ça viendra du monde politique. [...] Le politique est pragmatique : il est motivé par sa réélection mais il sait aussi qu'il a des finances à gérer. » (entretien LR, administration centrale en charge de la biodiversité). « C'est frappant, parlant, et même pour le politique, parce que le politique n'y comprend rien. » (entretien LR, chercheur).

La référence à des critères de bons indicateurs opérationnels différents de ceux des scientifiques

Les enquêtés expliquent alors qu'au sein de ces deux mondes les attentes des acteurs vis-à-vis des indicateurs ne sont pas les mêmes. Par exemple, pour les scientifiques il serait important d'avoir des indicateurs qui passent l'épreuve de la publication scientifique comme justification de leur scientificité. Ils décrivent alors la nécessité d'être équipés d'un « *bagage scientifique* » pour comprendre ces indicateurs qui appartiennent au monde scientifique, bagage incohérent avec les besoins de simplicité des opérateurs de terrain.

« Est-ce qu'il vaut mieux avoir des indicateurs très fins mais pas facilement exploitables pour les services transports, ou avoir quelque chose qui soit jugé comme non scientifique de la part du muséum, mais qui soit exploitable par un opérateur lambda de terrain et qui permette d'éviter des gros écueils et d'améliorer la prise en compte de l'environnement, et donc de minimiser les impacts ? » (entretien CarNET-B, administration centrale en charge de la biodiversité).

« Manifestement notre étude est apparue peut être un peu trop scientifique pour les gestionnaires. On en a fait une deuxième plus vulgarisation. » (entretien IBP,

chercheur).

Les « politiques » seraient à la recherche d'une information simple et rapide mais aussi sécurisante, que les « scientifiques » ne seraient pas capables de leur donner.

« Le politique prend un risque en prenant une décision, chaque choix comporte des avantages et des inconvénients et donc pour essayer de prendre le moins de risque possible il faut qu'il ait bien compris les choses. Sauf que les scientifiques sont tellement précis qu'ils disent « je peux dire ça, mais ça non », « je ne peux pas répondre avec ce petit morceau que vous me donnez-là ». Souvent il y a un petit problème de dialogue. » (entretien général ex – administration centrale en charge de la biodiversité).

« Il faut un subtil équilibre entre l'intégration des utilisateurs et l'objectivité scientifique et ce n'est pas évident même au quotidien de jouer avec les deux. Surtout au ministère de l'écologie, l'aspect rigueur scientifique on y tient mais si on a un truc très bon qui reste dans le placard on aura dépensé des sous pour rien et ça ne servira à rien. » (entretien, administration centrale en charge de la biodiversité).

Face à ces deux mondes avec des besoins distincts les acteurs décrivent une coopération difficile et la nécessité d'une traduction pour se comprendre les uns les autres.

« Les collaborations scientifiques-gestionnaires on en fait depuis le début mais ça n'a pas toujours très bien marché. En théorie c'est très intéressant mais en pratique c'est très compliqué à faire fonctionner. C'est pas suffisamment imbriqué. » (entretien général, organisme d'animation de la recherche forestière).

« Il y a une déconnexion des productions : le chercheur s'intéresse au particulier tandis que les indicateurs on est dans le général. Donc pour le chercheur l'indicateur l'horripile! » (entretien général, administration centrale en charge de la biodiversité).

« La connaissance est infinie, il faut revenir à ce dont on a vraiment besoin. C'est normal que les scientifiques aient un éventail de recherche beaucoup plus large, mais nous politiques on a des questions qu'on se pose, et en fonction de ça on va plutôt financer certains projet parce que ça répond plus à nos besoins que d'autres. » (entretien général, administration centrale en charge de la biodiversité).

« Globalement ça n'intéresse pas tant de spécialiste que ça d'évaluer l'efficacité des politiques publiques de conservation, et c'est pas faute d'avoir essayé de vendre ça aux scientifiques. [...] Leur objectif n'était pas tant de proposer des nouveaux cadres, des nouvelles méthodes, juste de la recherche fondamentale. » (entretien général, ex-administration centrale en charge de la biodiversité).

Quelques discours « c'est scientifique » / « c'est politique » mais en fait déjà dans les discours nous constatons que ce n'est ni tout l'un ni tout l'autre.

Si certains acteurs ont tendance à beaucoup utiliser ces arguments basés sur deux mondes distincts, la plupart sont aussi conscients que finalement les deux aspects sont régulièrement présents et imbriqués l'un dans l'autre.

« X et Z sont dans l'IBP à fond sur le développement de l'outil, pour qu'il soit pertinent et

valable sur le plan scientifique, et ils font ça très bien. Je suis plutôt dans l'aspect politique de l'affaire. » (entretien IBP, organisme technique, forêt privée).

« Le problème c'est que certains experts des associations sont très bons mais il y a le côté un peu politique qui prend parfois le dessus donc c'est un peu dur de se faire une réelle idée. » (entretien LR, administration territoriale en charge de la biodiversité).

La démarcation entre sciences et politiques semble être une construction des acteurs dans leurs discours. À quoi correspond cette construction ? Est-elle un artefact ou reflète-t-elle aussi une certaine réalité ? Pour répondre à cette question regardons du côté de la littérature ayant étudié cette interface et les représentations qu'en ont les acteurs.

1.1.2 Deux modèles de référence visant à faire dialoguer « sciences » et « politiques »

Parmi la littérature académique deux modèles sont fréquemment évoqués pour faire dialoguer « sciences » et « politiques » : la gestion adaptative et les objets-frontières. Ces modèles permettent de décrire, voire de proposer des solutions pour échanger de l'information entre les deux mondes et rendre la frontière moins imperméable. Ils ont une forte influence sur la manière dont est pensée l'interface sciences-politiques à l'heure actuelle. Ils suggèrent de mieux organiser le passage de cette frontière entre sciences et politiques, donc en parallèle contribuent à alimenter les modèles où sciences et politiques s'opposent.

La gestion adaptative comme solution pour faire échanger de l'information entre les sphères scientifiques et gestionnaires tout en continuant à faire fonctionner chacune séparément

La notion de gestion adaptative remonte aux années 1970 (Bormann et al., 1999, cité par Gosselin, 2004). D'après H. Levrel (2007) c'est en partant du constat de l'inefficacité des modes de gestion des ressources naturelles et de la difficulté qu'avait la science à prendre en compte l'incertitude, que des écologues et économistes se sont orientés vers ce qu'ils ont appelé la gestion adaptative (Holling, 1978). Face aux incertitudes scientifiques, la gestion adaptative prône une démarche favorisant l'apprentissage par une expérimentation itérative et impliquant les scientifiques et les gestionnaires : faire communiquer d'un côté la science et la pratique ; et d'un autre côté, les experts et la population locale (Busquet, 2006). Le but est d'accroître les connaissances à partir du processus de gestion lui-même et d'adapter la gestion en fonction de ce qui a été appris (McLain, Lee, 1996 ; Aldridge et al., 2004 ; Bormann et al., 1999). Remarquons que d'après certains auteurs c'est ce qui était déjà fait traditionnellement pour faire interagir science et gestion de manière linéaire en créant des aller-retours entre les deux mais avec un nouveau label « gestion adaptative » ou « adaptive management » (Reever Morghan et al., 2006).

Il existe de nombreuses variantes de la gestion adaptative telle qu'elle a été proposée par les chercheurs en écologie et économie (McLain, Lee, 1996). Certaines définitions de la gestion adaptative ne sont fondées que sur l'aspect « apprentissage » : « *La gestion adaptative est une approche de la gestion des systèmes naturels qui se fonde sur l'apprentissage – qu'il provienne du bon sens, de l'expérience, de l'expérimentation, du suivi... – en adaptant les pratiques en fonction de ce qui a été appris.* » (Bormann et al., 1999). Mais dans la plupart des cas le modèle sous-jacent est celui de deux mondes qui doivent apprendre à se comprendre, à échanger des informations, distinguant de fait deux sphères : science et gestion en interactions, et parfois une troisième : les citoyens (McLain et Lee, 1996 ; Gosselin, 2004).

Les approches sur la « frontière » : des objets spécifiques pour faire coopérer ces deux mondes

Les approches sur les « frontières », aussi appelées « *boundary stuff* » par Guston et al. (2000), c'est-à-dire comprenant entre autre les approches « *boundary organizations* » et « *boundary-objects* », permettent d'étudier les indicateurs comme des outils de coopération entre sciences et politiques (cf. chapitre 1). S.L. Star et ses collaborateurs ont conceptualisé cette frontière en terme d'interface facilitant la production de savoir. Ils analysent la nature du travail coopératif en l'absence de consensus (Star, 2010). Ils se focalisent sur la création de sens commun entre les différentes sphères et le maintien d'un fonctionnement cohérent composé de ces sphères : « *How can findings which incorporate radically different meanings become coherent ?* » (Star, Griesemer, 1989). Leur modèle repose donc comme la gestion adaptative sur la distinction entre deux sphères et le questionnement sur leur coopération et sur la communication d'informations entre les deux. La différence entre les deux modèles est que l'un est un modèle plutôt prescriptif (la gestion adaptative) et l'autre plutôt descriptif.

Conclusion de la section 1.2

Ces travaux contribuent à une remise en question d'un modèle linéaire et directionnel où l'information viendrait uniquement de la science pour éclairer le politique. S. Treyer (2010) montre toutefois que l'idée qui sous-tend la plupart des théories existantes (non seulement la gestion adaptative et les objets frontières mais aussi d'autres travaux comme l'approche « crédibilité, légitimité, pertinence » de Cash et al. (2002) est toujours l'idée d'une séparation forte entre sciences et politiques, d'une dichotomie où les scientifiques sont d'un côté de la frontière, les décideurs de l'autre et ils ne se parlent que par questions et réponses interposées. Le travail de ces chercheurs est alors d'explicitier comment se fait la coopération entre les deux mondes, leur question principale est : « comment faire cohabiter de manière stable science et politique ? »

1.2 Une conception des indicateurs qui n'est jamais totalement indépendante de l'action

1.2.1 Des travaux qui remettent en question ces modèles basés sur deux mondes distincts

Les travaux de certains sociologues comme M. Akrich (1998) ont contribué à remettre en question ces modèles basés sur des questions-réponses (section 1.2.2) : « *nous constatons que les allers et retours entre concepteurs professionnels et utilisateurs sont plus nombreux qu'on ne pourrait le croire à première vue. Ceci-étant, leur invisibilité ordinaire tient au fait que dans la plupart des cas, l'on n'a pas affaire à des relations directes entre les uns et les autres, mais à des médiations multiples qui, souvent, permettent aux concepteurs de tester leurs dispositifs et, dans un certain nombre de cas, de faire remonter des idées de la « base ».* » (Akrich, 1998). Les travaux qui ont inspiré l'approche sur les frontières, notamment ceux de T.F. Gieryn (1983) sur le « *boundary work* », nous donnent un premier élément de réponse pour comprendre l'existence de ces discours sur la frontière entre sciences et politiques : ces modèles de distinction sont construits par les acteurs eux mêmes. Il a ainsi montré comment les scientifiques effectuent un travail actif pour se démarquer de ce qui ne serait pas de la science et protéger leur autonomie professionnelle, c'est-à-dire pour s'immuniser contre tout reproche sur les conséquences indésirables de l'utilisation du savoir scientifique par les non scientifiques. « *The focus is on boundary work of scientists : their attribution of selected characteristics to the institution of science (ie to its practitioners, methods, stock of knowledge, values and work organization) for purpose of constructing a social boundary that distinguishes some intellectual activities as « non-science ».* *Boundary work is analysed as a rhetorical style common in public science (Turner 1980).* » (Gieryn, 1983).

Ayant l'idée que ces catégories de « science » et « politique » peuvent devenir inopérantes et embrouiller la lecture du chercheur, plus que clarifier ce qui se passe réellement, B. Latour propose de déconstruire ces catégories pour mieux décrire les situations concrètes. Le terrain est censé réintroduire la réalité organisationnelle des différenciations. Ainsi les catégories ne doivent pas être pré-posées, il faut les reconstituer. Il essaye alors de clarifier l'usage des mots « politique » et « science » par les sociologues des sciences et par les sciences politiques, montrant qu'il faudrait abandonner l'idée qu'il existe deux domaines distincts (la science et la politique) :

« *Pour suivre les différents sens du mot politique tel qu'il est employé dans notre discipline (et sans beaucoup de rapport au début, je le concède, avec ceux de la science politique), il faut accepter de suspendre entièrement l'idée qu'il existerait un domaine propre – le ou la politique – distinct ou même séparable en principe des autres domaines.* » (Latour, 2008).

« « Science » et « politique » ne qualifient pas des domaines d'activité ou de compétence, mais plutôt des états – comme on parle d'état liquide ou d'état gazeux – dans lesquels se trouvent les objets controversés qui ont vocation à composer le monde commun. » (Latour, 2008).

Les travaux des sociologues des sciences permettent de comprendre que les modèles sous-jacents aux discours entendus dans les cas sont des construits des acteurs. Notre propos n'est pas de déconstruire cette référence à une frontière science-politique, mais dans l'optique de T.F. Gieryn de nous intéresser à ce travail actif de la part des acteurs à se démarquer et notamment pour les acteurs d'environnement.

1.2.2 Exemple des LR : une conception qui n'est pas totalement indépendante des aspects politiques

La conception des LR ne se fait pas de manière complètement déconnectée de l'action : leurs promoteurs peuvent s'en servir pour faire passer des messages politiques ou essayer d'éviter de passer des messages qui ne serviraient pas leurs intérêts.

« Une LR ce n'est pas très scientifique comme approche, c'est vraiment un truc à dire d'expert, donc même si il y a une méthodologie et qu'elle est plutôt bien faite, si tu arrives au critère « CR » mais qu'on est tous d'accord pour dire que ce n'est pas dans cette case là qu'il faut la mettre stratégiquement, on ne le fera peut-être pas. Il faut voir comment ça va être lu. » (entretien, organisme naturaliste régional).

Quand les acteurs évaluent les statuts, ils anticipent les messages politiques qu'ils veulent faire passer. Outre leurs connaissances qui ont des limites, les experts naturalistes sont avant tout des passionnés, qui peuvent avoir des préférences pour certaines espèces de leur région. Les enquêtés ci-dessous ont témoigné avoir observé le besoin de certains spécialistes d'être plus ou moins alarmistes sur le statut de l'espèce même si l'évaluation collégiale est censée limiter ce type de raisonnements, tout comme l'animateur neutre, garant de la cohérence et de l'application de la méthodologie (entretiens). Malgré toutes les mesures prises pour limiter l'influence des experts participants, les experts participant ont encore une certaine influence sur les résultats de l'évaluation, ce qui contribue à faire dire à certains que les LR sont politiques.

« Quand il n'y a pas d'enjeu ça passe comme une lettre à la poste, mais quelques fois c'est beaucoup plus dur quand il y a des enjeux politiques derrière ou des affinités particulières pour telle ou telle espèce. C'est pour ça qu'on essaye au maximum que le comité d'évaluation soit déconnecté de la question de l'utilisation de la LR. Normalement on n'est pas censé mêler la politique à la composition des groupes d'évaluations mais parfois les sujets sont tellement sensibles qu'on a besoin d'équilibrer. » (entretien LR, organisation nationale de protection de la nature).

Par exemple, lors de la réalisation d'un certain nombre de listes les experts se sont affrontés sur le caractère alarmiste à donner aux listes : faut-il mettre un maximum d'espèces dans un statut

menacé par principe de précaution ? Tirer la sonnette d'alarme plus fort ? Quand ils n'ont pas assez de données pour une espèce mieux vaut-il la classer en DD (« données insuffisantes ») et risquer qu'elle ne soit pas prise en compte ou lui donner un statut quand même ? Ces citations témoignent des débats sur les messages à porter à travers les LR.

« Il y a un certain nombre d'acteurs inquiets de l'usage qui va en être fait. Certains sont très attachés à la rigueur scientifique, certains sont pour adapter les statuts si le statut est trop favorable. Ils ont peur qu'on ait l'impression qu'il n'y a pas d'enjeu. » (entretien LR, administration territoriale en charge de la biodiversité).

« Sur les chauves souris ils avaient tendance à ne pas trop vouloir mettre d'espèces « DD ». Par principe de précaution ils préfèrent leur donner un statut de menace. C'est vrai que les gestionnaires prennent peu en compte les espèces « DD ». » (entretien LR, administration territoriale en charge de la biodiversité).

Pour les espèces pour lesquelles des actions sont déjà mises en œuvre pour aider à leur conservation, les débats étaient aussi présents : faut-il montrer que les efforts portent leur fruit et que certaines espèces vont mieux, ou faut-il rester alarmistes pour continuer à avoir des financements sur la connaissance et des mesures de protections ?

« C'est un peu comme l'échange de données, c'est des écoles, il y en a qui veulent être très alarmistes, d'autres très rassurants. » (entretien LR, organisme naturaliste régional).

« La région, l'État ont donné de l'argent pour faire des inventaires ciblés sur cette espèce pour qu'on connaisse bien ses lieux de présence. Il se trouve que les spécialistes te disent qu'en fait elle n'est pas si menacée que ça, quand on la cherche on la trouve. Elle s'adapte à des milieux bien pourris, bien pollués. Du coup il y avait une discussion. Certains disaient « attendez on n'arrête pas de parler de cette espèce, on file de l'argent, elle est protégée, ... il faut qu'on la mette au moins en danger », et d'autres « mais non attendez elle est LC ou éventuellement quasi menacée. ». Finalement on a mis au milieu « vulnérable ». Les deux options se tiennent. » (entretien LR, organisme naturaliste régional).

Le débat a parfois été beaucoup plus politique, mêlant réellement des acteurs politiques comme les associations naturalistes au processus, en lien avec leur importance nationale ou l'importance qu'elles veulent se donner (entretiens) ou les collectivités territoriales en lien avec les politiques de conservation qu'elles mènent. Par exemple, peu de conseils régionaux ont financé des listes rouges. Cependant, dans certains cas leur financement voire leur demande politique ont eu un impact fort. Les listes rouges permettent en effet aux acteurs politiques de répondre aux attentes des acteurs porteurs d'une préoccupation environnementale, de montrer qu'ils font quelque chose pour l'environnement, sans imposer de contraintes sur leur territoire. Par exemple dans certaines régions les acteurs politiques ont tenu à publier l'ensemble des listes dans un livre, qui permet de mieux communiquer sur ce sujet, mais aussi d'expliquer les éléments qui se sont améliorés : *« Ils ont aussi un*

intérêt politique là dedans, ils ne financent pas juste parce qu'on fait du bon travail. » (entretien LR, organisme naturaliste régional). Les listes rouges permettent alors aux acteurs politiques de montrer que « *les choses vont mieux* » tout en n'ayant pas de contrainte ou d'objectif à comparer, contrairement par exemple au rapportage européen. Ils utilisent les LR pour communiquer de manière disjointe de leurs objectifs politiques.

« De façon générale ils [les politiques] aiment bien afficher comme quoi ils ont une politique qui est favorable à la biodiversité, que des choses vont mieux. [...] Ils savent que ça a un impact limité, que c'est une petite publication régionale, surtout comparé au droit réglementaire français ou européen... C'est purement informatif. En tout cas vu le contexte régional qui est destructeur et l'a toujours été, c'est forcément se coller une petite étiquette verte. » (entretien LR, organisme naturaliste régional).

En Île-de-France la communication politique autour des listes est aussi très développée : la liste rouge des oiseaux nicheurs d'Île-de-France est accompagnée d'un livré explicatif, avec un logo de la région Île-de-France, et une préface signée par la vice-présidente de la Région, une conseillère régionale, et la directrice de la DRIEE. Toute la communication est faite pour montrer l'implication de la région sur la thématique de la biodiversité. Ce document a été envoyé à tous les élus de la région, et a eu beaucoup de retombées dans la presse écrite et télévisée. En Île-de-France la réalisation des LRR et notamment celles sur les odonates était fortement attendue politiquement. En effet, juste avant la création de Natureparif des débats ont eu lieu sur le financement par la région d'un atlas sur les odonates. La citation ci-dessous montre combien la production de connaissances naturalistes peut être remise en question et débattue. Les élus majoritaires ont incité à la réalisation de la liste rouge régionale sur les odonates (libellules) pour contrer les critiques de leurs opposants politiques (entretiens). La réalisation de la LR est une manière de montrer que ces données récoltées dans le cadre de l'atlas ont été utilisées.

« Et pour finir, les dernières perles de l'exécutif régional. Pendant que les entreprises et les ménages d'Île-de-France sont asphyxiés par l'explosion des impôts régionaux, les priorités de l'exécutif régional semblent bien loin de l'amélioration du quotidien des franciliens ! [...] Suite de l'épisode de l'inventaire des libellules en Île-de-France. : 20 000 € avaient été dépensés en 2008, mais nous apprenons que l'inventaire se fait sur 3 ans car les libellules bougent... Coût total : 60 000 € ! ; 25 000 € pour un programme d'étude des mécanismes du déclin du moineau. ; 32 900 € pour un programme de recherche sur les dangers liés à l'expansion des populations de tortues à tempes rouges en Île-de-France. » (Le livre noir des régions socialistes, édition 2009).

Pour conclure, les LR peuvent aussi être caractérisées comme des outils « politiques » car elles s'inscrivent dans des actions politiques des acteurs : les acteurs participants à l'évaluation influencent le résultat de l'évaluation et le contexte influence le message que les évaluateurs veulent faire passer, en particulier auprès du grand public et des décideurs. Les mesures de conservation existantes ou celles que les évaluateurs voudraient voir mises en œuvre influencent aussi le contenu des listes.

Parfois il ne s'agit plus seulement des évaluateurs qui influencent le contenu des listes mais de personnes extérieures au processus qui cherchent à l'influencer pour que l'espèce soit classée dans telle ou telle catégorie.

Conclusion de la section 1

Les indicateurs étudiés intéressent les AE parce qu'ils estiment qu'ils vont leur permettre d'agir en faveur de la biodiversité. L'objectif affiché pour les indicateurs est qu'ils contribuent à l'action : aider à la décision, orienter les politiques publiques, modifier les pratiques de gestion... Et nous avons constaté à travers l'analyse des cas que ce sont bien des outils d'action mais aussi de connaissance. Au final, ces outils appartiennent à la fois à la connaissance et à l'action mais surtout ils ont un potentiel pour connecter les deux. Pourtant dans les discours des acteurs ces deux phases sont souvent considérées comme distinctes : ce sont des outils conçus dans la sphère de la connaissance et utilisés dans la sphère de l'action. La démarcation entre sciences et politiques fait en partie référence à des modèles décrits dans la littérature comme la gestion adaptative. Toutefois un certain nombre d'auteurs en sociologie des sciences ont aussi montré que cette démarcation entre science et politique ne correspond pas à ce qui se passe dans la réalité où les deux aspects sont toujours entremêlés (cf. section 1.3). À travers l'analyse des LR nous soulignons le fait que ces listes ne sont pas uniquement scientifiques mais que les aspects politiques sont aussi fortement inclus dans l'outil même si la méthodologie et les discours des acteurs cherchent à les éviter.

Les acteurs mettent en scène une déconnexion entre connaissances et actions, souvent avec un vocabulaire insistant sur le « monde scientifique » opposé au « monde politique ». En réalité ils parlent de frontière entre sciences et politiques avec dans le mot « politique » deux aspects sous entendus : (1) des jeux d'influence mais aussi (2) des aspects organisationnels et notamment liés à la mise en œuvre des politiques publiques. De même, dans l'aspect « scientifique » sont contenus plusieurs éléments différents : de l'information fournie par des chercheurs au sein de laboratoires de recherche (avec tout le processus scientifique de publication et de revue par les pairs) à la récolte de données et aux inventaires naturalistes. Sauf lorsque les acteurs font explicitement référence à l'institution « scientifique » et aux modèles d'interface science-politique, nous avons pour la suite choisis d'utiliser dans notre réflexion deux mots au sens plus large et non connotés comme deux mondes séparés par une frontière. Nous parlerons désormais de « connaissances » (qu'elles soient scientifiques au sens strict ou non) et d'actions (aussi bien dans les aspects politiques qu'organisationnels).

2 L'interface entre connaissances et actions : un enjeu stratégique pour agir en faveur de la biodiversité

Dans le cas des LR, les acteurs argumentent sur la qualité « scientifique » de l'indicateur pour lui donner de la crédibilité et de la légitimité (cf. chapitre 3). La démarcation entre sciences et politiques permet stratégiquement de faire accepter l'outil plus facilement. Cependant, nous avons aussi remarqué qu'une telle indépendance entre ces deux mondes n'existe pas dans les faits (section 1). Nous faisons l'hypothèse que ces discours sont stratégiques pour agir en faveur de l'environnement. Nous présentons ici une liste d'éléments qui appuient cette thèse de la démarcation stratégique et illustrent l'intérêt des acteurs d'environnement à avoir de tels discours à la fois dans un objectif d'amélioration de leur positionnement (section 2.1) et dans un objectif d'intervention sur le système de gestion de la biodiversité (section 2.2). Enfin, nous reviendrons sur les inconvénients de tels discours. Ils ont aussi tendance à avoir des répercussions sur la manière dont sont conçus les indicateurs : la connexion entre connaissances et actions, qui permet à terme une action efficace peut devenir difficile voire impossible (section 2.3).

2.1 Stratégies de positionnement : différencier sciences et politiques pour renforcer le positionnement de chaque acteur

Une des sources majeures de pouvoir tient à la possession d'une compétence ou d'une spécialisation fonctionnelle difficilement remplaçable (Crozier et Friedberg, 1977). L'expert est le seul qui dispose du savoir-faire, des connaissances, et de l'expérience du contexte qui lui permettent de résoudre certains problèmes cruciaux pour l'organisation. Ainsi, les indicateurs permettent aux acteurs de devenir des experts indispensables parce qu'ils sont les seuls détenteurs de la connaissance via leur maîtrise des indicateurs (chapitre 6). Toutefois, M. Crozier et E. Friedberg expliquent aussi que pour acquérir ce pouvoir il est nécessaire de susciter chez les autres acteurs le besoin de cette compétence. Celle-ci peut être aussi bien scientifique que liée à d'autres types de connaissances comme la connaissance du jeu d'acteur sur le dossier ou de ses aspects administratifs et organisationnels. A. Coreau et al. (2013) montrent que ce type de discours sur l'interface science-politique relève moins d'une adhésion maladroite à une conception des rapports sciences-politiques dont la sociologie des sciences a depuis longtemps montré les limites (Jasanoff, 2004; Roqueplo, 1997 ; Callon et Rip, 1991) que d'une convention stratégique autour de laquelle s'articulent les visées des uns et des autres. Nous faisons l'hypothèse que les discours stratégiques sur les indicateurs à propos de la démarcation entre connaissances et actions permettent de créer un besoin d'acteurs ayant ces compétences, et de renforcer ainsi le positionnement de certains acteurs. Déconnecter connaissances et actions permet aux acteurs de revendiquer leur identité en se démarquant des autres, de montrer

qu'ils font ce qui est attendu d'eux mais aussi qu'ils apportent quelque chose en plus, c'est-à-dire qu'ils sont indispensables à l'action.

2.1.1 Renforcer le pouvoir des acteurs de la connaissance

Dans les entretiens beaucoup d'acteurs ont tendance à dire des indicateurs qu'ils sont « scientifiques » ou encore « non politique » avec un sens équivalent (cf. section 1). Une partie des acteurs qui ont ce type de discours sont justement des acteurs de la connaissance : quand ils disent « *c'est scientifique* », ils se donnent une place prédominante dans la résolution du problème et inversement quand « *c'est politique* » ils argumentent sur le fait que le problème ne les concerne pas.

Dire « *c'est scientifique* » permet aux scientifiques de ne pas être tenus pour responsable des autres aspects notamment politiques.

Pour les acteurs concepteurs d'indicateurs, renforcer la démarcation entre connaissances et actions leur permet de ne pas se sentir responsables des utilisations qui pourraient être faites de l'outil : des utilisations qui pourraient être non pertinentes par rapport à ce qu'il est réellement possible de faire dire à l'indicateur, mais aussi des utilisations qui pourraient aller dans le sens de moins de préservation de la biodiversité. En ne voulant pas savoir ce que devient l'indicateur le concepteur se protège de critiques sur son utilisation. L'aspect « scientifique » devient un rempart aux critiques sur l'utilisation. Certains préfèrent donc dire qu'ils ne font que créer l'outil et refusent d'indiquer comment il doit être utilisé pour ne pas s'impliquer dans des dimensions politiques.

« L'idée c'est de ne pas mélanger, de faire le travail de manière rigoureuse, scientifique. Nous on est juste sur l'élaboration de la LR, des menaces, qui en soi est déjà un gros boulot. [...] La protection ce n'est pas de la science. Faire une liste d'espèces menacées c'est scientifique, faire une liste d'espèces protégées ça n'est pas scientifique, il y a des critères de valeurs, il y a besoin d'inclure des acteurs locaux, connaissant le territoire, les enjeux... » (entretien LR, organisation naturaliste inter-régionale).

« C'est un choix : est-ce que on continue à construire sur une maille déjà très fortement urbanisée, où tu auras moins d'impact et où en tout cas les impacts sont déjà là ? [...] C'est un choix gestionnaire que nous on ne prend pas, on fournit juste les outils. » (entretien CarNET-B, organisme d'expertise naturaliste national).

Cependant il peut y avoir un risque à laisser les acteurs politiques se saisir de l'indicateur sans guider l'utilisation. Certains auteurs essayent alors d'indiquer au moins les utilisations inadaptées (exemple de l'IBP).

« Souvent on entend : « ah ben non moi je ne dis pas à quoi ça sert ou jusqu'où on peut aller parce que je ne le sais pas ». La nature ayant horreur du vide les gens vont imaginer à quoi ça sert donc c'est très dangereux. » (entretien IBP, organisme d'animation de la recherche forestière).

Les acteurs de la connaissance jouent de l'aspect « scientifique » pour ne pas apparaître trop militants et se ménager des potentialités pour entrer dans des instances de décision

Les acteurs de la connaissance cherchent aussi à renforcer leur ancrage dans « la science » pour afficher leur indépendance vis-à-vis des aspects politiques. Non seulement ils montrent qu'ils ne sont pas responsables de l'utilisation qui pourrait être faite des indicateurs, mais aussi qu'ils ne cherchent pas à porter un message politique. Ce résultat est cohérent avec ce que I. Mauz et C. Granjou (2008) ont aussi observé et appelé « *jouer l'expertise contre le militantisme* ». Elles ont constaté l'existence d'un impératif scientifique, c'est-à-dire de la nécessité de détenir une capacité d'expertise qui constitue une justification de plus en plus importante pour les structures impliquées dans l'action environnementale. Pour pouvoir participer aux différentes instances de décision, les acteurs essaient alors de démontrer leur capacité d'expertise. La science devient une condition d'accès au dialogue et inversement affirmer des idées militantes décrédibilise pour porter l'action environnementale (Mauz et Granjou, 2008). Et les AE ont compris qu'ils doivent se positionner comme experts, par exemple en proposant des indicateurs, pour devenir incontournables dans les discussions. Un acteur militant peut ainsi chercher à être reconnu comme porteur de connaissances parce qu'il estime que cette stratégie lui permettra d'agir efficacement : avoir une telle casquette lui donne une forme de légitimité et la possibilité d'accéder aux différentes instances.

« Le registre de l'expertise permet de prendre ses distances avec un registre d'action et d'expression militant, qu'il s'agisse d'un militantisme environnemental ou de la défense des intérêts professionnels (agricoles ou autres). Il s'agit dans les deux cas de témoigner d'un dépassement de la logique d'affrontement qui prévalait classiquement entre tenants et détracteurs de la protection de l'environnement. [...] Les acteurs des associations cherchent ainsi à passer du statut d'« écologiste » à celui d'« écologue » (Drouin, 1991), afin de gagner en crédibilité. Lorsqu'il s'agit de s'opposer à des arrêtés préfectoraux ou des décisions d'élus, les associations peuvent décider, en dernier recours, de faire appel au tribunal, mais alors c'est encore en mettant à distance le discours idéologique ou militant pour endosser un rôle de contrôle du respect de la législation. » (Granjou et Mauz, 2008).

Ces résultats sont cohérents avec ceux de A. Coreau et al. (2013) qui ont analysé l'expertise scientifique pour les politiques nationales de biodiversité françaises et observé que les acteurs adoptent différentes postures vis-à-vis de cet aspect scientifique. Ces différentes postures peuvent correspondre à différentes tactiques stratégiques pour porter des enjeux de biodiversité. Ils distinguent ainsi trois figures d'expert : le « *gardien* » (l'expert assurant la défense d'une intégrité normative des politiques), le « *garant* » (expert convoqué comme garant de la qualité scientifique) et « *l'agent* » (expert qui fait carrière comme expert, son travail d'interface devient une compétence principale, il est omniprésent). Ces trois figures leur permettent d'analyser les mutations en cours du champ de l'expertise : (1) une évolution des modes d'action publique qui affaiblit les gardiens, (2) un

contexte académique favorable aux garants, (3) le fantasme d'une conception rationnelle de la décision et en contrepoint, le besoin d'un recours fréquent aux agents. Les discours stratégiques des acteurs que nous avons entendus dans nos cas tendent à confirmer que les acteurs choisissent dans les discours d'apparaître comme des garants, tactique actuellement la plus efficace dans le contexte actuel tel que décrit par A. Coreau *et al.* (2013) et que nous avons nous-même constaté dans le chapitre 6 (cf. section 3).

Nous décrivons aussi dans nos cas d'étude l'existence d'un « *impératif scientifique* » auquel les acteurs s'adaptent pour être stratégiquement le plus efficace possible. Les indicateurs permettent à certains acteurs de mettre en avant leurs connaissances pour gagner en légitimité.

« C'est une question de légitimité et un petit rapport de pouvoir face à ça. On a quelque chose que les autres n'ont pas et on est associés ou non. » (entretien IBP, anonyme).

« Il y a toujours un mélange entre naturalistes/militants, ça rend les choses toujours un peu plus compliquées. » (entretien LR, organisme d'expertise naturaliste national).

Cet impératif scientifique est recherché par les acteurs de la connaissance eux-même dans leurs discours. Ils cherchent à se rendre indispensables dans les différentes instances de décision. Leurs discours sont construits sur la nécessité des scientifiques dans la prise de décision pour fournir une information indépendante des aspects d'action, et en cela renforcer leur propre positionnement. Ces discours sur la démarcation permettent de mettre en avant la nécessité d'experts dans tout processus de décision pour que ceux-ci deviennent indispensables. Ils sont utiles à partir du moment où ils apportent quelque chose de spécifique. L'apport du scientifique est d'amener une forme de légitimité qui permet d'estampiller la décision et (on espère) un plus dans le contenu. L'indicateur permet alors aux acteurs de la connaissance d'arriver équipés de connaissances pour se différencier des autres acteurs en étant le plus scientifique possible. Plus ils apparaissent comment « *scientifiques* » plus ils sont invités comme experts. Ils ont donc besoin de décrire leurs outils comme « *scientifiques* » pour réaffirmer leur rôle d'expert. A. Coreau *et al.* (2013) ont ainsi suggéré que cette séparation est mise en avant tant par les acteurs de la recherche à qui elle garantit une légitimité scientifique liée à une position d'indépendance, que par les acteurs politiques à qui elle garantit une légitimité politique liée à la prérogative de décider sans détermination externe. Une telle séparation est stratégiquement intéressante pour les deux types d'acteurs.

D'autres acteurs sont conscients que de contribuer à ces indicateurs peut leur permettre d'apparaître comme des porteurs de connaissance, d'être mieux reconnus et invités aux instances de décisions. Par exemple dans le cas des LR, plutôt que de bloquer la réalisation des LR en anticipant un risque éventuel de contraintes supplémentaires, les chasseurs préfèrent s'associer à la réalisation des

listes, ce qui leur permet à la fois de s'assurer du contenu des listes et de gagner en légitimité.

« Les fédérations voulaient participer au départ, même parfois en disant « on est l'opérateur » pour conduire les LR mais c'était un peu excessif, parce qu'on ne travaille que sur une centaine d'espèces. Pour les espèces chassables d'accord on est compétents pour fournir les données, mais pas pour les autres. Mais on se dit quand même : « les associations lancent ça il vaut mieux qu'on soit dedans! » » (entretien, organisme technique en charge de la faune sauvage et de la chasse).

Leur intérêt stratégique à collaborer est de mettre en avant leurs données, leurs capacités d'expertise mais aussi leur « *bonne volonté* ». Dans un article de Vosges Matin (2012)⁶⁰; Gérard Mathieu (président de la Fédération Régionale) martèle ainsi son intérêt pour les listes :

« Car il faut convaincre nos partenaires, que les chasseurs ne sont pas là uniquement pour tirer du gibier, mais pour préserver les milieux naturels. Ces sujets, nous vont bien » appuie le président régional, chagrin de voir ses subventions se réduire au fil des ans. Malheureux aussi, le chasseur, de ne pouvoir peser de tout son poids dans la balance de la liste rouge, ce document dressant un inventaire des oiseaux et des mammifères de Lorraine. « Pour beaucoup, la présence des chasseurs sur ce dossier surprend, alors que notre souhait est de participer à la constitution de cette liste pour collaborer avec nos 35000 membres sur cet inventaire » martèle encore Gérard Mathieu. » (article, Vosges Matin (2012)).

Des discours qui contribuent à alimenter les ressources financières et humaines des acteurs de la connaissance

Indirectement si ces discours insistent sur la nécessité des acteurs scientifiques garants d'une certaine forme de légitimité pour contribuer à la décision, ces discours permettent aussi d'insister sur la nécessité d'équiper ces acteurs indispensables et de leur attribuer des ressources notamment financières. C'est ce que nous avons abondamment observé dans nos études de cas : les acteurs de la connaissance argumentent systématiquement sur la nécessité de plus de connaissances en amont pour construire les indicateurs. Dans CarNET-B cet argument a permis de débloquer deux millions d'euros pour faire des inventaires dans les deux régions pilotes. Dans les LR des financements ont aussi servi par exemple à réorganiser des bases de données. Et dans CarHAB les discours ont insisté sur la nécessité de fonder la cartographie des habitats sur des connaissances scientifiques solides, qui n'existaient pas auparavant. Ces arguments ont permis le financement de projets de recherche et de doctorats en phytosociologie.

« Les chercheurs veulent avoir une recherche utile, mais aussi montrer qu'ils sont légitimes. Ils cherchent à montrer dans leur recherche de financement que leurs résultats sont réellement utilisés et visibles dans la société française. » (entretien général, administration centrale en charge de la biodiversité).

60 <http://www.vosgesmatin.fr/actualite/2012/06/05/les-chasseurs-reduisent-la-voilure>

Des discours qui répondent à une attente de la société sur la place des producteurs de connaissance

Un indicateur appartenant à l'institution scientifique donne l'impression qu'il a toutes les caractéristiques idéales au sens de cette institution : qu'il est « neutre », « non militant », ou encore « indépendant de la politique ». C'est d'ailleurs ce que nous avons vu dans les LR où l'adjectif « scientifique » devient quasiment un équivalent de « non politique ». Ces discours correspondent à un positivisme fréquent dans l'enseignement de l'écologie et dans le discours des institutions de recherche, comme l'illustrent les différentes chartes sur la déontologie et l'indépendance des chercheurs :

« Le chercheur exprimera à chaque occasion à quel titre, personnel ou institutionnel, il intervient et distinguera ce qui appartient au domaine de son expertise scientifique et ce qui est fondé sur ses convictions personnelles. » (Charte nationale de la déontologie pour les métiers de la recherche, janvier 2015) ;

« Les personnes apportant leur concours à la Haute autorité de santé doivent s'abstenir de tout parti pris, préjugé, ou favoritisme. Elles doivent faire preuve d'objectivité et savoir ne pas dépendre d'un groupe de pensée ou d'une famille spirituelle ou intellectuelle. » (Haute autorité de santé, novembre 2008).

Pour se conforter à cette injonction de neutralité scientifique, le scientifique a alors à cœur de donner des informations au politique mais de bien montrer qu'il ne prend pas partie, c'est-à-dire qu'il ne dicte pas des choix de gestion. Ils insistent alors sur la déconnexion entre connaissances et actions.

« L'objectif c'est de leur apporter le maximum d'informations pour qu'ils fassent des choix les plus éclairés possibles en termes de conservation au sein de leur site mais pas de leur dire quoi faire. » (entretien, organisme d'expertise naturaliste national).

« Il y a de nombreuses études qui montrent le lien entre certains phénomènes physiques et la biodiversité. On devrait alors pouvoir passer à des cartes, par exemple de la pollution à l'arsenic. On sait faire des cartes nationales de cette pollution, et on sait le lien avec la biodiversité mais les chercheurs ne veulent pas passer au stade au dessus : faire des cartes du risque de pression sur la biodiversité. » (entretien, administration centrale en charge de la biodiversité).

Pour conclure, les acteurs de la connaissance ont tout intérêt à porter ces types de discours stratégiques, car ils leurs permettent (1) de ne pas être tenus pour responsables de l'action menée à partir des indicateurs, (2), de renforcer leur légitimité à être intégrés dans des processus de décision, et (3) de demander plus de ressources financières et humaines puisque leurs travaux sont utiles à la décision (4) de répondre aux attentes de la société sur l'indépendance entre sciences et politiques. Les acteurs de la connaissance mobilisent un modèle idéalisé de l'expertise scientifique afin de maintenir la spécificité de leur rôle (Barthes et Gilbert, 2005 ; Coreau et al., 2013).

2.1.2 Renforcer le pouvoir des acteurs « politiques » qui ont une légitimité autre que scientifique

Inversement, les acteurs « politiques » trouvent aussi un intérêt fort à démarquer sciences et politiques. En fonction des moments, ils ont autant un intérêt à dire « *c'est politique* » que « *c'est scientifique* » pour exclure l'un ou l'autre aspect.

Tout comme les scientifiques, les politiques apportent une certaine forme de compétence, notamment la connaissance du jeu d'acteur et des aspects organisationnels liés par exemple à la réglementation ou aux procédures d'instruction des différents dossiers environnementaux. Ils légitiment ainsi le fait qu'ils aient leur mot à dire parce qu'il faut parfois d'autres formes de compétences que de la seule connaissance scientifique. Les décideurs ont en plus une forme de légitimité que n'ont pas les scientifiques, non seulement par leur compétence mais aussi parce qu'ils sont par exemple élus, ou représentants de l'intérêt général, c'est-à-dire d'un équilibre entre les différentes objectifs portés par les acteurs (acteurs régulateurs notamment).

Quelques chercheurs ont montré que l'argument « *c'est scientifique* » peut aussi être utilisé par les politiques. En effet cet argument confère un gain d'indiscutabilité aux informations qu'ils avancent et donc aux choix qu'ils prennent.

« Pour les décideurs, nous sommes bien dans ce que Yves Trépos qualifie de « gain d'indiscutabilité » (Trépos, 1996) où la science est mobilisée dans le but d'obtenir un surcroît de crédibilité et de visibilité. » (Coreau et al., 2013).

Cependant, hormis ces quelques exemples qui laissent à penser que les politiques ont aussi un intérêt stratégique à insister sur la démarcation entre sciences et politiques, il ne s'agit là que d'un résultat préliminaire croisé dans nos cas. Comme nous avons étudié des outils en cours de mise en œuvre nous avons parfois été limitée sur l'étude de cette dimension sur les acteurs politiques qui n'était pas l'objet spécifique de nos entretiens. Nous sommes prise au piège de la démarcation faite par les acteurs eux-mêmes : comme nous avons étudié la phase de conception, nous avons essentiellement affaire à des acteurs « scientifiques ». Il serait intéressant de poursuivre cette analyse, notamment parce que les STS se sont aussi plus souvent intéressés au point de vue des scientifiques qu'à celui des politiques. Il s'agit d'un point un peu obscur de la littérature qui mériterait un éclairage supplémentaire.

2.1.3 Renforcer le pouvoir des acteurs de l'interface

Un troisième groupe d'acteurs trouve un intérêt stratégique à démarquer connaissances et actions, à instaurer une frontière bien délimitée : ceux qui se trouvent alors en position d'agir comme passeurs de frontières. D.H. Guston (2001) appelle ce type d'organisation des « *boundary organization* ». Stratégiquement ces organisations qui ont fait du passage de frontières leur mission

principale ont donc intérêt à contribuer à ces discours de démarcation. De fait elles deviennent un élément indispensable du jeu d'acteur, apparaissant comme les seules capables de proposer des indicateurs « *pertinents, crédibles et légitimes* » (Cash *et al.*, 2002). Dans nos études de cas, nombreux sont les acteurs qui ont insisté sur le fait qu'ils sont des interlocuteurs pertinents pour concevoir des indicateurs parce qu'ils sont à la frontière entre connaissances et actions, entre concepteurs et utilisateurs.

« L'enjeu c'est d'être assez opérationnel tout en gardant une évaluation la plus scientifique possible. C'est ce compromis là qui est intéressant : d'être entre la sphère recherche et la sphère gestionnaire, opérationnelle, justement de garder cette double orientation : scientifique -au sens on prend du recul, on prend les limites- et en même temps on doit rendre quelque chose parce qu'il n'y a pas plus mauvais scientifique que celui qui ne répond jamais à rien. [...] Nous, c'est vraiment ça qu'on décide de faire : récupérer cette connaissance fondamentale que petit à petit on arrive à malaxer dans la mise en œuvre concrète du produit. » (entretien général, organisme d'expertise naturaliste national).

« Le fait d'élargir le groupe d'acteurs ça rend encore plus compliqué la conception. Par contre c'est le but de mon action : d'envisager de faire l'interface entre les utilisateurs et la réalisation méthodologique. C'est pour ça que je vais aller voir les utilisateurs. » (entretien CarHAB, organisme d'expertise naturaliste national).

D'autres acteurs encore revendiquent cette fonction d'interface, comme les Conservatoires botaniques nationaux, les Centres régionaux de la propriété forestière ou les Parcs naturels régionaux. Ils invoquent à la fois leurs connaissances scientifiques des enjeux du territoire mais aussi des jeux d'acteurs locaux, et leur compétence à connecter la connaissance à des réseaux d'acteurs.

« Nous en tant que CBN on a un rôle de charnière, au contact de plein d'acteurs locaux et on nous soumet des problèmes, des questions. » (entretien général, organisation naturaliste inter-régionale).

« Peut-être que notre position assez proche des utilisateurs est pour nous plus facile qu'un scientifique qui n'a pas la même vision ni le même contact avec les propriétaires ». (entretien, organisme technique, forêt privée).

Conclusion de la section 2.1

Les discours à propos des indicateurs participent à une stratégie plus large visant à démarquer différents groupes d'acteurs pour renforcer le positionnement de chacun individuellement mais aussi celui des acteurs à l'interface entre ces deux sphères d'acteurs. Les acteurs cherchent à se démarquer pour s'instituer, se rendre indispensables et ainsi renforcer leur positionnement et indirectement agir en faveur de l'environnement. Autre exemple : dans le cas des coquilles Saint Jacques illustré par M. Callon (1986), les chercheurs identifient un ensemble d'acteurs dont ils s'attachent à démontrer qu'ils doivent, pour atteindre les objectifs ou suivre les inclinaisons qui sont les leurs, passer par le

programme de recherche proposé. La construction d'une démarcation entre connaissances et actions permet aux acteurs de chaque côté de la frontière de se rendre indispensables parce qu'ils apportent chacun quelque chose de différent mais indispensable à l'action. Toutefois, ces discours peuvent aussi bien être au service d'intentions environnementales que d'autres intentions...

2.2 Stratégies d'intervention : déconnecter connaissances et actions pour faciliter l'acceptation de l'outil

2.2.1 Pour fabriquer un outil : nécessité d'une division institutionnelle du travail

A. Desrosières s'interroge sur la vision naïve des statisticiens et montre que les « sciences pour la connaissances » et les « sciences pour l'action » se ressemblent mais correspondent en fait à la façon dont les professionnels se perçoivent, pensent et expriment leur activité et leur insertion sociale (Desrosières, 2014). La manière dont les acteurs décrivent dans nos cas d'étude cette interface entre connaissances et actions comme une frontière relativement imperméable correspond aussi à une certaine réalité organisationnelle et sociale. À la fois sur le plan organisationnel et dans les systèmes de pensée cette démarcation existe et les acteurs sont confrontés à la nécessité de créer de l'articulation entre des sous-unités organisationnelles, ou des communautés de pratiques. Cette distinction est inhérente à l'organisation et à la répartition des tâches et à des conditions concrètes d'organisation de notre société, c'est-à-dire à une indépendance relative de la science et de la société.

Nous avons aussi utilisé dans cette thèse le vocabulaire de « scientifique », « politique », « utilisateur », « légitimité scientifique ». Nous l'avons certes utilisé parce que c'est celui des acteurs mais aussi parce qu'il permettait de mettre des noms sur des catégories facilement compréhensibles. Les acteurs aussi utilisent parfois ces catégories parce qu'elles leur permettent de distinguer des acteurs ou des organisations différentes. En effet, l'organisation de notre société repose sur une division du travail entre différents individus et groupes d'individus.

Des formations différentes

Premier fait organisationnel que nous pouvons constater avec nos cas d'étude : parmi les acteurs rencontrés certains avaient une formation scientifique (universitaire ou naturaliste approfondie). Les acteurs ayant une formation scientifique ont d'autres critères de référence sur la qualité des indicateurs que les acteurs « administratifs » ou les « gestionnaires », comme la validation par des scientifiques, la rigueur, l'origine des données, la représentativité, etc. Et certains acteurs ont des formations scientifiques en étant à des postes de gestionnaires ou d'administratifs, mais leur formation reste déterminante sur la manière dont ils appréhendent les problèmes.

« Je suis de formation scientifique, j'ai tendance à croire qu'avec un article on peut

répondre, ouvrir un débat. » (entretien, ex-chercheur).

Inversement certains administratifs n'ont pas de formation naturaliste comme certains chargés de mission rencontrés en DREAL qui nous disent qu'ils ont dû apprendre les espèces à enjeux et leur état de préservation au fur et à mesure de leurs journées de travail. Nous commençons à voir que la démarcation entre sciences et politiques a certes un aspect « construit » mais que c'est aussi une réalité. Par exemple certains acteurs ont suivi des formations de type « scientifique » et d'autres non. Ces formations différentes et ces habitudes de travail font que progressivement différents groupes d'acteurs se constituent avec différentes logiques d'action, et différentes épistémologies.

Une division du travail : des tâches scientifiques et des tâches politiques

Dans les faits, certains organismes ont plutôt vocation à faire de la recherche (INRA, IRSTEA...) et d'autres à représenter des intérêts politiques (FPF, WWF, FNCoFor, FNE...). Par exemple deux ministères s'occupent de la connaissance sur la biodiversité : un ministère de l'écologie et un ministère de la recherche. Et même au sein du ministère de l'écologie un bureau est spécialisé sur les connaissances naturalistes et est distinct du service de la recherche du même ministère.

« Au ministère à l'échelle national il y a trop de segmentation entre connaissances et actions. C'est un peu lié au nombre de personnes : en DREAL ils sont moins nombreux donc ils voient tout passer alors qu'au ministère en central ils sont beaucoup plus nombreux. » (entretien général, gestionnaire d'espaces naturels).

Un des chargés de mission connaissance naturaliste en DREAL témoigne ainsi de la difficulté à faire se parler des réseaux d'acteurs de la connaissance et des réseaux de gestionnaires :

« Au sein même des acteurs de la biodiversité il y a deux réseaux. Avec mes collègues qui s'occupent de Natura 2000, on se rend compte que leurs interlocuteurs et les miens ne sont pas du tout les mêmes. Il y a très peu d'échange, les miens pour la connaissance versus les leurs pour la gestion. Quand il a fallu associer les acteurs gestionnaires dans les listes rouges j'ai été voir mes collègues parce que ce n'était pas forcément des acteurs que j'avais dans ma sphère d'acteurs au quotidien. Les LR ont un peu servi à faire un pont entre ces deux sphères. » (entretien LR, administration territoriale en charge de la biodiversité).

Les tâches sont divisées à l'échelle de la société mais aussi lors de la réalisation d'indicateurs. Le travail est différencié horizontalement entre des collecteurs de données, des concepteurs, des financeurs, des utilisateurs, des animateurs, etc. et c'est nécessaire pour réaliser de tels projets de différencier les rôles de chacun. Cependant, s'il est nécessaire de différencier les tâches, différenciation qui correspond souvent à une sphère de la connaissance et une de l'action, il est aussi nécessaire dans un projet commun de les articuler, que ce soit pour aboutir à la conception d'un indicateur ou de manière plus générale dans un objectif d'action en faveur de l'environnement. Même si les acteurs

n'appartiennent pas tous aux mêmes organisations, ces AE veulent aller dans le même sens (produire un indicateur ou encore plus protéger biodiversité) et donc ont besoin d'articuler leurs activités entre concepteurs et utilisateurs. Différencier des groupes d'acteurs c'est aussi pouvoir réfléchir au moyens d'articuler les différents aspects d'un projet : par exemple dans CarNET-B des groupes de travail et des journées de formation ont été organisés. Pour les LR les concepteurs produisent des guides à destination des utilisateurs. Et inversement les « politiques » commandent des indicateurs aux scientifiques : en passant par exemple des contrats et des appels d'offre, ou en organisant des comités de pilotage. Cette différenciation et articulation des tâches entre sciences et politiques a bien une réalité organisationnelle.

Sans avoir été spécifiquement étudié pour les indicateurs et l'interface science-politique, cette notion de différenciation/articulation a déjà été bien décrite par la sociologie et les sciences de gestion. Étudiant la structure des organisations M. Weber (cité par Hatch, Cunliffe, 2009) a ainsi montré qu'une organisation repose sur (1) une division du travail, (2) une hiérarchie d'autorité et (3) des règles et des procédures formalisées. La division du travail permet d'organiser les activités. Les auteurs classiques du management distinguent ainsi la différenciation horizontale (division du travail entre différents départements) et la différenciation verticale (entre différents niveaux hiérarchiques). Tout au long des années 50 et 60 les premiers théoriciens des organisations ont été obnubilés par la structure sociale de l'organisation, ils ont ainsi eu l'ambition de dégager la meilleure façon d'organiser le travail. Par exemple, P.R. Lawrance et J.W. Lorsch (cités par Hatch, Cunliffe, 2009) pensent que l'efficacité d'une organisation dépend de l'adéquation entre la structure sociale de l'organisation et son environnement. Pour décrire cette structure sociale ils utilisent quatre dimensions de différenciation (degré de formalisation, importance donnée aux tâches par rapport à celle qui est accordée aux relations, l'horizon temporel et le type de buts). Plus les départements ou sous-unités se différencient plus les intérêts sont alors très différents et peuvent provoquer des conflits entre les départements. Plus l'organisation est différenciée plus elle aura besoin de collaboration entre les sous-unités. P.R. Lawrance et J.W. Lorsch (1967) définissent l'intégration comme la collaboration requise pour atteindre une unité dans l'effort (c'est-à-dire poussant chacun à aller dans le même sens). Le niveau principal d'intégration est la hiérarchie (peu observée dans nos cas) mais d'autres mécanismes d'intégration ont été imaginés : règles, procédures, horaires...

Les chercheurs en gestion nous montrent que la base de l'organisation repose sur la nécessité de différencier et d'articuler les activités. C'est une réalité organisationnelle dont nous parlent les acteurs lorsqu'ils décrivent la démarcation entre sciences et politiques. On est dans le cadre d'une activité organisée qui dépend à la fois d'une différenciation et d'une articulation : qui se retrouve dans les discours via les catégories « la science » et « le politique ». Ils apprennent à penser par catégories

parce que c'est plus facile et parce que c'est inévitable. Même si les catégories ont leurs limites, il est obligatoire de passer par elles, de diviser le travail entre les individus. Pour les indicateurs il est donc logique d'observer cette distinction essentiellement en termes de concepteurs versus utilisateurs ou de scientifiques versus politiques.

2.2.2 **Déconnecter connaissances et actions : pour éviter les remises en questions de l'étape de conception lors de l'utilisation**

De nombreux cas où nous avons observé d'abord une déconnexion puis une connexion entre connaissances et actions

Dans trois de nos cas (CarHAB, CarNET-B, LR), nous avons étudié des indicateurs qui ont été conçus essentiellement par des acteurs de la connaissance (chercheurs, naturalistes ou acteurs de l'interface). Les acteurs rencontrés ont insisté sur la nécessité de construire d'abord une base scientifique puis de la discuter pour l'intégrer à d'autres outils d'action. Dans aucun de ces trois cas des acteurs gestionnaires ou décideurs n'ont réellement été impliqués dans la conception des outils, ou seulement quelques acteurs régulateurs dans des comités de pilotages. Les acteurs sectoriels n'ont pas participé. En effet, pour certains acteurs intégrer les acteurs sectoriels n'aurait pas d'intérêt. Ils estiment soit que la connexion avec l'action sera évidente une fois l'outil construit (dans l'idée que si l'outil est bien construit nécessairement il sera utile, et qu'il n'y a pas besoin de connaître les besoins des acteurs utilisateurs, que les concepteurs prétendent d'ailleurs souvent déjà connaître), soit qu'elle serait trop dangereuse sur le plan de la validité scientifique (les acteurs politiques pourraient vouloir influencer le contenu ou remettre en question l'utilité de l'outil en son état de prototype).

« Si on ne veut pas aller au casse pipe il faut vraiment séparer. Dire : « on fait une cartographie pour connaître existant on ne se préoccupe pas de hiérarchiser » comme ça on est sûr que le programme va aboutir - sinon on est sûrs que ça va bloquer. Et puis ensuite on pourra le décliner. Une cartographie ce n'est pas une fin en soi : il manque le degré de menace, la valeur patrimoniale, le type de gestion et c'est là qu'il va falloir rentrer dans la négociation avec les préfets, les chambres d'agriculture, les Chambres de Commerce et d'Industrie... [...] Avec CarHAB, la hiérarchisation sera portée à une phase ultérieure. » (entretien CarHAB, chercheur).

« Il sera nécessaire de développer de nouvelles cartes thématiques comme ils ont fait en Italie : avec les menaces, la fragilité des écosystèmes, l'impact anthropique, l'état de conservation... Ça va être plutôt la réalisation de cartes thématiques qui va aider à réaliser des choix gestionnaires. » (entretien CarHAB, organisme d'expertise naturaliste national).

C'est aussi ce qui a déjà été observé dans le cas des ZNIEFF, un outil censé désigner uniquement des zones d'intérêt écologique, faunistique et floristique mais présenté comme déconnecté de mesures de gestions (uniquement un « inventaire »). Les ZNIEFF ont été connectées à

l'action dans un deuxième temps, notamment via un certain nombre de décisions prises par l'administration : *« Les ZNIEFF ont ainsi été employées devant les juridictions administratives dans le cadre de recours dirigés contre des permis de construire, des autorisations de défrichement, des autorisations d'exploiter une installation classée, des déclarations d'utilité publique, etc. »* (Wizniak, 2012).

Afficher la déconnexion pour faciliter un processus de construction qui permette ensuite d'agir efficacement

Ne pas avoir une bijection directe entre connaissances et actions permet d'éviter trop d'interférences entre les différents acteurs comme l'ont montré G. Barnaud et L. Mermet (1997) et comme nous l'avons rappelé dans le chapitre 2. Les connaissances sont nécessaires à la mise en œuvre effective des politiques publiques mais certains acteurs peuvent avoir tendance à refuser des décisions trop connectées : *« il faut éviter le court-circuit - c'est-à-dire pour protéger à la fois i) les acteurs de la décision de ce qu'ils perçoivent comme un arbitraire scientifique, ii) ceux de la recherche contre des pressions qui visent à disqualifier la connaissance des faits environnementaux, parce que ces faits, s'ils viennent à être connus, peuvent avoir des conséquences décisionnelles. »* (Mermet et Barnaud, 1997). Cette peur du « court-circuit » est aussi bien réelle dans nos études de cas : certains acteurs ont peur du blocage et d'une éventuelle interférence politique si la connexion entre connaissances et actions est trop directe. Par exemple dans le cadre de CarHAB, certains acteurs font explicitement références aux premières cartes de végétation des années 40 à 80 en France qui auraient été arrêtées parce qu'elles gênaient la croissance et l'industrialisation du territoire (entretiens). Apporter des informations supplémentaires sur la qualité écologique d'un territoire et des indications sur les mesures de gestion à prendre peut conduire certains acteurs à les refuser ou remettre en question. Proposer une nouvelle cartographie aux acteurs qui défendent d'autres enjeux avant que cette cartographie ne soit terminée peut les amener à vouloir s'insérer dans le projet pour en contrôler les éventuelles retombées négatives sur leurs activités voire à souhaiter que le projet soit arrêté. De plus, tant que l'outil n'est pas finalisé, toute discussion sur les incertitudes scientifiques qu'il contient peut conduire à fragiliser son acceptation ou à faciliter sa remise en question, comme nous l'avons observé dans le cas de CarNET-B (cf chapitre 4, section 3), mais aussi dans les autres cas :

« Au départ, j'étais en position d'élargir ce groupe et de faire un comité de pilotage avec des utilisateurs. J'ai jugé que ce n'était pas mûr du tout. Parce que déjà les spécialistes de ces questions ne s'étaient pas mis d'accord. Ça c'est très dangereux, si vous faites rentrer dans le groupe des futurs utilisateurs qui se rendent compte que les gens qui sont là pour « dire le droit » n'arrivent pas à se mettre d'accord ça les aurait sacrément ébranlé. » (entretien CarHAB, ex-organisme national d'expertise naturaliste).

« Les espèces sur LR ne sont pas directement réglementées, ce qui est mieux scientifiquement. Ça permet de mettre moins d'enjeu dans la classification et puis parce

que parfois il y a des bonnes raisons pour que l'espèce disparaisse : c'est l'exemple du macareux moine qui suit sa nourriture : le poisson qui migre avec le changement climatique. ». (entretien LR, organisation nationale de protection de la nature).

Démarquer connaissances et actions en faisant référence aux deux sphères « science » et « politique » peut permettre d'éviter la controverse en limitant la remise en question de certains arguments. En référence à l'institution scientifique, ce qui est « scientifique » serait plus difficile à remettre en question. L'aspect scientifique et la légitimité d'un argument scientifique, permettraient alors de clore les débats, comme illustré dans les exemples ci-dessous à propos des LR (cf. chapitre 3) et de la réforme du CNPN.

« On ne peut pas contester que Renoir est un bon peintre. À un moment donné on peut ne pas aimer sa peinture mais on ne peut pas contester qu'il est bon. Le couple UICN/MNHN on a une légitimité forte, et le fait d'être cautionné par les experts des groupes et des associations ça fait qu'on est quand même assez blindés ! [...] On a un peu l'impression que ça a même été pris comme la parole d'évangile. Alors que même les auteurs parfois ont des doutes, on sait qu'à l'arrivée, sur certaines espèces, on pourrait les passer dans une catégorie ou dans l'autre sans frontière fixe. » (entretien LR, organisme d'expertise naturaliste national).

« Je pense que ça peut nous donner de la force même vis-à-vis du politique, d'avoir une instance comme ça où il y a une sphère scientifique et technique reconnue, Je pense que ces avis seront très audibles. Et ça nous aidera. Ce ne sera pas un truc comme l'IPBES. Il y aura une masse critique de sachants qui ne sont pas réfutables. Je pense qu'on a besoin de ça. » (entretien à propos de la réforme du CNPN, administration centrale en charge de l'écologie).

« On ne va pas essayer de hiérarchiser ce qui est intéressant ou non : on va tout cartographier. On ne parle pas de conservation de la nature, on ne parle pas de protection. Du coup on ne fait pas peur aux différents lobbys. C'est simplement une carte d'information comme une carte d'occupation des sols en beaucoup plus précis. » (entretien CarHAB, chercheur).

À un moment donné pour avancer il faut que tout le monde soit d'accord pour dire ça « *c'est l'expertise, reconnaissons ces faits et avançons* ». Chaque information n'est pas rediscutée sans arrêt et cela permet de prendre des décisions et donc au système d'action d'évoluer progressivement sans être remis en question. Il est alors très difficile de revenir en arrière. L'indicateur n'est pas utilisé pour agir directement (LR, IBP, CarHAB), au contraire il donne une impression d'inaction (parce qu'il est décrit comme déconnecté de l'action), mais une impression qui permet en réalité de mieux l'instituer avant de pouvoir ensuite agir quand l'outil sera devenu incontournable.

2.2.3 Distinguer les acteurs « scientifiques » et « politiques » pour créer des outils plus ambitieux

Distinguer des étapes scientifiques et des étapes politiques permet non seulement d'éviter les blocages et d'avancer pas par pas en instituant les indicateurs mais aussi de distinguer les acteurs participants aux différentes phases du processus. En effet certains acteurs porteurs d'autres objectifs ou peu connaisseurs du sujet peuvent remettre en question les étapes auxquels ils participent. Délimiter les étapes scientifiques et politiques permet donc de distinguer les acteurs participants aux différentes phases. Si l'on considère que les scientifiques sont porteurs d'une intention environnementale plus marquée que les autres, l'exclusion des acteurs non scientifiques permettrait de faire avancer la construction de manière à avoir des indicateurs qui contribuent plus efficacement à la préservation de la biodiversité.

« Une fois qu'on aura fait les menaces, il y aura l'explication : pourquoi les espèces sont menacées et est-ce que ça sert à quelque chose de les protéger. C'est là qu'il faut faire entrer dans la discussion des acteurs autres que des scientifiques. Par exemple on pourrait très bien imaginer de faire entrer dans le jeu des membres des professions agricoles, et de bien distinguer les deux étapes pour inclure des acteurs différents. Si vous refaites ce qui a été fait il y a trente ans, c'est-à-dire du dire d'expert, on arrive à des trucs problématiques. Il faut travailler sur une méthode rigoureuse, scientifiquement prouvée, en ne mélangeant pas les étapes ni les acteurs. » (entretien LR, chercheur).

« Il y a aussi la peur de travailler avec le monde de l'industrie, des aménageurs qui sont toujours perçus comme « les grands méchants », même si c'est caricatural. » (entretien général, organisme d'expertise naturaliste national)

« L'expérience montre qu'il y a très peu de gens techniquement compétents dans les ministères. Il n'y a pas de corps de l'environnement. Ils n'ont pas fait d'écologie de terrain. La dernière fois qu'il y a eu réunion sur le programme CarHAB, certains représentants du ministère de l'environnement ne voyaient même pas les problèmes. » (entretien CarHAB, chercheur).

Dans cette stratégie d'action la démarcation entre sciences et politiques est une manière d'exclure du jeu les acteurs qui n'ont pas d'expertise sur la biodiversité comme la plupart des acteurs sectoriels, voire les acteurs régulateurs. Cette stratégie peut viser une consolidation en évitant que les acteurs remettent en cause l'existant vers encore moins de protection, ou une expansion de la prise en compte de la biodiversité en permettant aux AE de proposer des mesures allant dans le sens d'encre plus de prise en compte de la biodiversité. Cette stratégie a été efficace dans le cas des LR. En effet, dans certaines régions les chasseurs ont cherché à être coordinateurs des listes mais de manière générale peu d'acteurs ont bloqué la réalisation des listes, malgré une réaction assez forte au premier séminaire sur les LRR⁶¹. Après ce séminaire, la Fédération Nationale de la Chasse a appelé les

61 FNC 2009, compte-rendu du séminaire du 08 octobre 2009 sur les listes rouges régionales d'espèces menacées.

fédérations régionales à s'associer au processus, donc sans refuser l'outil mais en étant vigilantes et en essayant d'intégrer la gouvernance du projet. Cette volonté des chasseurs d'être au cœur du processus s'est concrétisée en Lorraine où la Fédération Régionale des Chasseurs a proposé de coordonner une liste. Le CSRPN est intervenu, remettant en cause la coordination par la Fédération Régionale des Chasseurs et invitant les autres acteurs naturalistes à s'associer à la démarche (Avis du CSRPN⁶²). Cette situation est très variable selon les contextes régionaux. Dans d'autres cas les chasseurs ont plutôt essayé de s'opposer à la réalisation des listes, avec des moyens politiques forts et une oreille attentive de la part de certains élus et administratifs. Mais la méthodologie et le fait de pouvoir commencer la liste par les espèces non chassables, donc sans enjeu permet souvent de faire un premier pas.

« Dernièrement pour la LR sur les oiseaux de la région X, il y a eu un problème avec les chasseurs. Ils ont essayé de bloquer la réalisation des LR. Heureusement la DREAL a réussi à donner des financements pour que la liste avance. Le compromis c'est qu'ils commencent par les espèces non chassables pour à terme arriver à la LR complète. Ils ont fini les espèces non chassables, j'espère que ça va aller pour les chassables. Ils ont failli ne pas avoir de financement de la DREAL parce que les chasseurs pouvaient taper un peu plus haut. Ils sont vigilants, ils se disent qu'il vaut mieux bloquer. » (entretien, organisation nationale de protection de la nature).

La méthodologie des LR a été écrite de manière à pouvoir exclure certains acteurs parce qu'ils n'auraient pas de connaissances scientifiques (cf chapitre 3). La science devient un rempart à la « grenellisation » des groupes de discussion qu'on observe actuellement. En effet, depuis le Grenelle, tous les groupes de discussions sur l'environnement ont tendance à être organisés à partir des cinq collèges du Grenelle (État, collectivités locales, ONG, employeurs, salariés). Dans le cas des LR les acteurs ne sont pas tant intéressés par la participation de scientifiques que par la non participation de ceux qui n'ont pas de connaissances. Et les acteurs porteurs de connaissances qui acceptent de s'engager dans des dispositifs de construction d'indicateurs et d'y perdre du temps qu'ils pourraient sinon consacrer à l'acquisition de plus de connaissances sont essentiellement des AE. En revanche il peut être plus difficile d'identifier pour les autres acteurs s'ils sont réellement engagés en faveur de la biodiversité et s'ils sont alliés ou ennemis. L'argument « *c'est scientifique* » permet de justifier le fait que ces acteurs, dont on ne connaît pas les objectifs ou dont on sait qu'ils sont contradictoires avec ceux environnementaux, ne participent pas obligatoirement, tout en laissant une porte ouverte aux associations de protection de la nature puisqu'elles s'appuient aussi sur une légitimité scientifique (Granjou et Mauz, 2008). Cependant certains AS l'ont bien compris et développent les connaissances pour retrouver un droit à jouer sur le même terrain, comme c'est le cas des chasseurs (cf. chapitre 3). À ce jour, nous n'avons pas observé une telle stratégie de la part des aménageurs, des agriculteurs ou

⁶² http://www.lorraine.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Avis_2011_47_Liste_rouge_mammifere_et_oiseaux_cle2fbfa5.pdf

d'autres acteurs sectoriels dans nos cas d'étude. Cependant cela est tout à fait envisageable à l'avenir. Toutefois si c'était le cas un deuxième rempart existe pour limiter leur impact sur les listes : ils ne peuvent être coordinateurs. De plus la méthodologie avec une évaluation collective à base de critères étayés et sous le contrôle d'un évaluateur limite le dire d'experts : « *notamment pour les oiseaux et les mammifères avec l'ONCFS on a bien vu qu'il y avait une tentation de faire en sorte que les espèces soient moins considérées comme menacées mais ça c'est à peu près bien passé, on peut se porter garant de la méthodologie.* » (entretien, organisme d'expertise naturaliste national).

Inversement, dans d'autres cas les acteurs d'environnement ont choisi d'utiliser la déconnexion en se plaçant du côté politique : dire c'est politique et exclure les scientifiques du débat peut aussi permettre de mieux agir en faveur de l'environnement : ne pas « *polluer le débat* » (entretien, organisme technique en charge de la faune sauvage). En effet, permettre à des acteurs scientifiques d'entrer dans le débat c'est accepter de nouvelles informations qui peuvent être aussi utilisées par des acteurs ayant d'autres intentionnalités pour détourner le débat, par exemple en insistant sur l'incertitude scientifique (exemple du cas CarNET-B, section 3).

« Scientifiquement déjà, je sens qu'il y a un peu de fragilité. [...] Non ça avait l'air de ne pas être vraiment stable intellectuellement parlant, donc ça n'aura aucune légitimité dans les études que je vais mener » (entretien CarNET-B, administration territoriale en charge de la biodiversité).

« Le COS de la FRB a eu l'idée d'auto-saisir la FRB sur l'expertise collective sur la trame verte et bleue. Tout ça en plein milieu des négociations politiques. C'est une véritable calamité. [...] Qu'ils arrêtent de nous casser les pieds quand on est dans les négociations les plus durailles ! » (entretien général, ex-administration centrale en charge de la biodiversité).

2.3 Les limites d'une telle déconnexion stratégique : est-elle toujours stratégiquement efficace ?

Les indicateurs permettraient de manière indirecte d'intégrer progressivement la connaissance au sein de l'action en se basant sur une première étape que les acteurs décrivent comme indépendante vis-à-vis de l'action. Toutefois, hormis dans les discours des acteurs, il n'y a jamais de frontière fixe et imperméable entre connaissances et actions. Nous venons de décrire les intérêts stratégiques qu'ont les acteurs à déconnecter ou connecter connaissances et actions en fonction de leurs besoins. Quels sont les limites à ces déconnexions/connexions ? Par exemple, les acteurs ont majoritairement tendance à essayer de déconnecter dans un premier temps la connaissance de l'action dans les discours, pour reconnecter dans les faits plus tard. Les acteurs porteurs d'une intention environnementale trouvent en effet de nombreux intérêts à cette déconnexion, mais n'y a-t-il pas aussi des risques ? Est-ce que cela peut être contre-productif pour porter une ambition de préservation de la

biodiversité ?

« Qu'est ce qu'on veut ? Faire des belles cartes scientifiques qui ne servent à rien ou faire des cartes pour mettre en œuvre les politiques » ? (entretien, gestionnaire d'espaces naturels).

2.3.1 Un impératif scientifique qui peut entraîner une course à la scientificité entre les acteurs et la mise de côté de certains acteurs de la connaissance

Les acteurs de la connaissance ont compris que pour faire partie de l'action ils doivent montrer leur capacité à être les plus scientifiques possibles : avoir une reconnaissance académique forte. Mais le risque est alors de renforcer le positionnement de scientifiques dont l'intention environnementale est faible, ou de scientifiques qui ne sont pas des habitués des jeux stratégiques et peuvent avoir des mauvaises stratégies (c'est-à-dire qui ne seraient pas efficaces) ou encore ne pas avoir de stratégie. De plus, dans ce contexte de crise financière et environnementale une compétition sur les financements a parfois lieu : des organismes ayant a priori les mêmes intentions et objectifs de connaissance peuvent devenir concurrents (Granjou, 2011 ; Coreau et al., 2013). Leur « scientificité » devient alors un argument pour prendre place au cœur des projets, au détriment parfois d'autres acteurs qui auraient peut-être eu une stratégie plus efficace. Dans CarHAB par exemple de forts conflits entre les disciplines nous ont été rapportés. Les phytosociologues ont réussi à faire accepter au ministère le fait qu'ils étaient les plus pertinents pour répondre à la problématique de la cartographie, écartant progressivement d'autres acteurs scientifiques du projet tels que les écologues (entretiens). Pourtant chez les écologues ou les personnes ayant une formation en écologie, les phytosociologues sont considérés comme des « non scientifiques », des « jaloux » qui chercheraient à prendre leur revanche via CarHAB. La scientificité des deux disciplines est un argument récurrent dans le discours des deux types de chercheurs pour se mettre en avant ou dévaloriser l'autre.

« La phytosociologie en elle-même c'est comme la taxonomie, c'est un classement. C'est des gens compliqués, avec des querelles d'époques, donc ils ont loupé le coche. Personne ne s'est accroché à ça à part une société poussiéreuse. C'est un épiphénomène et qui n'a pas de sens d'un point de vue scientifique. À l'échelle internationale ils passent pour des rigolos ces gens là. Pour la gestion forestière ça a été utile, mais il se trouve que c'est un outil dépassé aujourd'hui, d'autant plus que les agents n'ont plus de formation poussée en botanique. Aujourd'hui ils doivent maîtriser les outils informatiques, les SIG, intégrer les enjeux de gestion durable de territoires, la gestion des routes... » (entretien CarHAB, anonyme).

Au sein même de CarHAB, les phytosociologues universitaires ont cherché à renforcer leur légitimité en expliquant que certains Conservatoires botaniques nationaux (CBN) n'avaient pas de recul scientifique et de connaissances suffisantes en phytosociologie (un certain nombre d'entre eux avait abandonné cette discipline quelques années auparavant). Cette bataille sur la scientificité a

permis d'orienter une partie des financements de CarHAB pour financer des travaux de recherche universitaire. Certains CBN ont réussi à s'inscrire dans la méthodologie, d'autres ont progressivement quitté le projet au détriment de ce qu'ils auraient pu apporter pour l'action environnementale. Les scientifiques étaient en concurrence pour savoir quelles connaissances étaient les plus pertinentes. Les Parcs naturels régionaux ont aussi été principalement exclus, alors que ce sont des acteurs du territoire ayant de bonnes connaissances et ayant parfois déjà réalisé des cartographies des habitats sur leurs territoires.

« Malheureusement on a un code de l'environnement et qui dit que c'est aux CBN de jouer ce rôle là mais ils sont loin d'avoir la connaissance scientifique et technique. Il n'y a que quelques CBN avec des compétences phytosociologiques. » (entretien CarHAB, chercheur).

« Dans le premier noyau du projet il y avait le CEMAGREF, la FCBN, le SPN. Mais ils ont zappé la phytosociologie paysagère ! Ils portaient sur du fantasme plus que sur de la science. » (entretien CarHAB, phytosociologue).

De manière générale un certain nombre d'acteurs qui ont de la connaissance mais qui estiment ne pas être considérés comme assez scientifiques essayent de monter leurs propres projets de recherche ou des partenariats avec des scientifiques pour répondre à cet impératif scientifique, comme le service du patrimoine naturel au MNHN ou certains Parcs naturels régionaux. Ce n'est pas tant pour changer leurs pratiques, parce que *« dans le fond on sait qu'on est bons comme ça »* (entretien général, organisme national d'expertise naturaliste), mais c'est une stratégie de positionnement vis-à-vis de leurs propres institutions ou vis-à-vis d'acteurs financeurs pour qui un « scientifique » apparaît plus crédible.

2.3.2 Un impératif scientifique qui peut conduire à évincer des AE utiles

Dans un certain nombre de cas la priorité est alors donnée aux acteurs ayant des connaissances scientifiques, mais se focaliser sur ces acteurs peut être risqué : conduire à exclure d'autres acteurs ayant une intention environnementale et qui auraient pu être stratégiquement utiles. La plupart des acteurs de la biodiversité ont compris cet impératif scientifique et cherchent à améliorer leur capacité d'expertise pour pouvoir participer (certains Conservatoires d'espaces naturels, Parcs naturels régionaux ou ONGE). Cependant certains sont encore exclus notamment parce qu'ils peuvent apparaître comme trop militants aux yeux d'autres acteurs, et que leur participation rendrait plus difficile l'acceptation de l'outil comme « scientifique ».

« Je ne sais pas pourquoi les CEN ne sont pas inclus dans CarHAB. Peut être justement parce qu'ils ne voulaient pas trop intégrer des gens qui ont des casquettes de protecteur de la nature. Tant qu'on reste avec des structures comme l'IRSTEA, l'IGN, ou les universitaires c'est des structures qui ne font peur à personne. Si on commence à mettre des CEN peut-être que...ou alors c'est qu'ils ont une mauvaise vision des gens dans les CEN qu'ils prennent pour des rigolos. Peut être que ce ne sont pas des scientifiques de

haut vol mais sur le terrain ils connaissent leur territoire. » (entretien à propos de CarHAB, chercheur).

« Il ne faut pas trop non plus impliquer les associations de protection pour éviter un rejet : comme l'outil est simple d'utilisation on a vu les APNE, les PNR, s'accaparer cet outil et même l'utiliser à des fins qui n'étaient pas celles au départ de la conception. Je leur ai dit : « attention si vous continuez dans ce sens là vous allez empêcher le développement de l'outil auprès des propriétaires ». » (entretien IBP, forêt privée).

Certains de ces acteurs (PNR et CBN entre autres) peuvent pourtant être utiles pour l'acceptabilité du projet : pour être des relais auprès d'autres groupes d'acteurs comme les associations, ou les collectivités locales. Or si les acteurs concernés ne sont pas impliqués lors des premières phases des projets, ils ont alors du mal à le faire plus tard, ou à comprendre l'utilité du projet, ce qui a été abondamment montré dans nos cas d'études et rejoint un certain nombre de travaux de recherche sur la co-construction d'indicateurs (Levrel, 2006). Certains de ces acteurs sont proches de l'intention environnementale à laquelle doit contribuer l'outil, ils ont alors d'autant plus de mal à comprendre pourquoi ils n'ont pas été associés dès le départ.

« L'appropriation est importante pour CarHAB. Il faudrait donc avoir des comités de suivi et des instances de discussions (par exemple pour régler les questions d'accès aux propriétés privés, pour avoir les questions des représentants agricoles...). Il faut inclure dans le projet du temps pour ça et surtout de l'argent (le budget est fait uniquement en comptant des phytosociologues et les écologues.) ». (entretien CarHAB, anonyme).

2.3.3 Un risque d'abandon de la part des financeurs : que se passe-t-il quand les indicateurs paraissent inutiles pour l'action ?

Déconnecter les connaissances et les actions en ne tenant pas les acteurs au courant des projets, de leur avancement et de leur utilisation peut finir par mettre en péril l'intérêt qu'ils ont pour l'indicateur. Dans certains de nos cas, face au contexte financier difficile (cf chapitre 6), le manque de valorisation ou de démonstration de l'intérêt de l'outil pour l'action auprès des acteurs concernés a failli remettre en cause la conception de ces indicateurs. C'est notamment le cas du projet CarHAB pour lequel un certain nombre de financeurs commencent à douter de voir un jour sortir la cartographie et à un coût raisonnable. À trop vouloir se couper de certains acteurs qui peuvent ralentir ou diminuer l'ambition environnementale d'un projet, le résultat peut être l'abandon total d'un projet.

« Le projet a été pensé par les services de l'État, en s'appuyant sur des experts scientifiques, sans consulter l'aval. Ce n'est pas un projet monté en fonction des besoins de l'aval. C'est un exercice délicat : on va lancer un produit mais sans avoir fait d'étude de marché. Ce ne serait pas si grave si l'État assumait, en particulier financièrement. L'État a besoin de sa cartographie de végétation, là dessus pas de soucis. Le problème c'est que l'État ne va pas assumer le bébé et se raccroche à l'idée que les collectivités territoriales pourraient être des utilisateurs de CarHAB et vont mettre des sous et remplacer l'État. Ce sont des bisounours » (entretien CarHAB, anonyme).

« Pour CarHAB je ne suis pas étonné qu'on ai voulu aller sur le plan scientifique, mais à un moment donné il va falloir faire des choix politiques, pour des raisons financières, mais pas seulement : il y a des partenaires qui ne voudront pas certaines choses. Donc il faut savoir comment on fait, jusqu'où on va dans la précision, parce que ça a un coût, et parce que ça montre certaines choses mais pas d'autres choses. » (entretien CarHAB, ex-administration centrale en charge de la biodiversité).

2.3.4 Un risque au moment de la reconnexion : que se passe-t-il quand les acteurs se rendent compte de cette potentialité voire connectent eux-même les outils à l'action ?

Une reconnexion qui peut remettre en question l'utilisation efficace de l'outil.

La phase de déconnexion, censée permettre d'avancer plus facilement avant de reconnecter connaissances et actions, n'a pas toujours été une stratégie efficace. Par exemple, certains outils comme Natura 2000 ont commencé déconnectés (les scientifiques seuls proposaient initialement les zonages) puis ont été très rapidement reconnectés à l'action (les acteurs politiques du territoire ont été finalement inclus dans la définition des zonages). Les chasseurs, forestiers, agriculteurs... (« groupe des neufs ») sont intervenus très vite pour remettre en question la construction de ce nouvel outil. Le lien à l'action était indirect mais pourtant évident : commencer par distinguer des zones puis mettre en place des mesures de gestion. Dans l'incertitude sur les mesures qui pourraient être prises dans ces zones, notamment parce que c'était une des premières fois qu'une logique de résultat était mise en œuvre dans ce type de politiques (en lien avec la directive Habitat-Faune-Flore), les acteurs gestionnaires ou aménageurs de ces espaces se sont inquiétés (entretien, administration centrale en charge de la biodiversité). Les acteurs sectoriels ont notamment remis en question le fait que des scientifiques « dictaient » des choix qui avaient des incidences fortes sur les territoires et les pratiques de gestion et d'aménagement. Assez rapidement des groupes de travail mixtes « scientifiques et politiques » ont été mis en place. Le modèle initial affichait la déconnexion : seule la connaissance scientifique permettait de définir les zonages pour lesquels les mesures de gestion seraient prises dans un deuxième temps. Au final, les AS n'étaient pas dupes et ont cherché à obtenir une reconnexion rapide, mais qui a abouti à des groupes mixtes et indirectement à une dissolution de la préservation de la biodiversité dans l'action en y mêlant d'autres enjeux.

La Stratégie de création des aires protégées (SCAP) est confrontée à la même difficulté : après une déconnexion, au moment de la reconnexion, la légitimité de l'expertise scientifique de la première étape est difficile à faire passer auprès d'autres acteurs. *« Après cette expertise, on n'est pas forcés de créer toutes les aires protégées qui manquent... mais il y a un blocage parce qu'il y a une anticipation d'un danger phénoménal. »* (entretien général, ex-administration centrale en charge de la biodiversité).

Les indicateurs de l'Observatoire national de la biodiversité (ONB) ont aussi été construits

dans cette logique d'affichage d'une déconnexion pour éviter qu'ils ne soient bloqués (entretiens). Il y avait toutefois une volonté de certains acteurs qu'ils deviennent plus prescriptifs dans un deuxième temps. Pour l'instant cette connexion était plutôt masquée en présentant l'ONB comme un observatoire « *de société* » (entretien, administration centrale en charge de la biodiversité), ne faisant qu'« éclairer » la situation. Toutefois, la connexion est implicitement en train de se faire, un certain nombre d'acteurs se sont saisi de ces indicateurs, par exemples d'autres ministères. Au final, l'objectif d'intervention a été atteint : les indicateurs deviennent prescriptifs sans avoir donné l'impression d'être prescriptifs face aux différents acteurs politiques. Cela pose question pour les indicateurs qui n'ont pas été encore construits. Si les premiers indicateurs de l'ONB deviennent prescriptifs, comment construire ceux qui manquent encore sans que les acteurs ne s'en effraient ?

Pour être déconnecté de l'action, CarHAB n'a jamais été présenté aux acteurs socio-professionnels (hormis un peu les forestiers). Que va-t-il se passer quand ils vont découvrir que l'outil peut avoir un impact sur leur propre gestion ? Prenons l'exemple des agriculteurs. Bien que les surfaces cultivées soient exclues de la cartographie, les surfaces semi-naturelles seront, elles, identifiées. Une telle cartographie permettra ainsi de dire si ces surfaces sont occupées par des prairies temporaires ou permanentes, et de confronter cette information au registre parcellaire graphique rempli par les agriculteurs et qui est utilisé pour obtenir des aides européennes. D'après certains interlocuteurs cela pourrait inquiéter les agriculteurs.

« Pour l'instant on ne s'est pas trop posé la question de comment ça va se passer quand on va sortir la carte. Parce que par exemple là on va sortir une carte de la végétation et parallèlement les agriculteurs renseignent des registres parcellaires par îlot de cultures. Et depuis 2009 il y a une nouvelle loi sur les prairies permanentes qui fait que si un agriculteur retourne une prairie permanente il faut qu'il compense en en remettant une quelque part. Donc ça les incite tous à déclarer des prairies temporaires. Si dans la carte on met qu'on a des prairies permanentes, là je ne sais pas comment ça va se passer. C'est une question qui n'a pas du tout été abordée. » (entretien à propos de CarHAB, organisme technique en charge de l'information géographique et forestière).

« On ne sait pas bien distinguer les cultures des végétations naturelles, on a un registre parcellaire mais parfois l'information n'est pas complète voire fausse. En particulière pour la biodiversité c'est important d'identifier les prairies permanentes. En 2007 la commission européenne s'est dit on a un problème avec les prairies permanentes qui disparaissent (c'est parfois plus rentable d'y mettre un peu de blé, surtout que la consommation de viande diminue). Ils ont mis des conditions sur les subventions pour les agriculteurs, ceux qui arrachent plus de 10% des prairies permanentes doivent en replanter. Du coup les agriculteurs ont tout déclaré en « prairie temporaire » comme ça ils font ce qu'ils veulent. » (entretien à propos de CarHAB, chercheur).

Il ne s'agit que d'un exemple cité par les enquêtés mais il est imaginable que les informations fournies par cette cartographie pourront être utilisées pour vérifier d'autres informations, notamment

celles que doivent réglementairement donner les agriculteurs, les forestiers ou les aménageurs. De telles potentialités d'utilisation pourraient contrarier certains de ces acteurs et conduire à une remise en cause de la réalisation de la carte si ceux-ci commencent à bloquer, comme dans le cas de Natura 2000 dans sa version initiale.

Outre le cas de CarHAB le même type de difficultés liées à une étape de reconnexion peut se poser dans les autres cas d'études. Par exemple si les LR commencent à servir de base à des listes d'espèces protégées certains acteurs pourraient devenir beaucoup plus regardants sur leur contenu (chapitre 3). Est-ce que cette « déconnexion » stratégique des LR sera remise en cause dans les années à venir, les acteurs régulateurs prenant progressivement conscience de l'importance de ces listes et interférant de plus en plus dans leur réalisation et utilisation ? Par exemple, un certain nombre d'acteurs envisagent d'utiliser ces LR de plus en plus fréquemment pour interpréter les études d'impact mais aussi pour s'en servir comme base pour une future révision des listes d'espèces protégées (envisagée dans l'article 25 de la loi n° 2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement). Même si les acteurs sont conscients que les LR ne peuvent être utilisées directement pour être transformées en listes d'espèces protégées (techniquement et surtout politiquement), ils sont nombreux à envisager les LR comme des pré-listes. La transformation potentielle de ces LR en pré-listes d'espèces protégées est pourtant peu discutée par les acteurs, quand bien même cette possibilité a été envisagée et présentée lors du séminaire de décembre 2013 sur les LRR. Est-ce dû comme nous le dit un de nos interlocuteurs au fait que les listes d'espèces protégées ne sont plus un outil contraignant qui fait peur ? Est-ce dû à une certaine naïveté des acteurs qui ne seraient pas conscients que ces listes peuvent servir de pré-listes d'espèces protégées ? Dans ce cas qu'en sera-t-il de l'efficacité environnementale de l'outil si ce lien à l'action est dévoilé ? Tous les acteurs continueront-ils à les accepter, trouvant aussi un intérêt en cette représentation stratégique de déconnexion ?

La reconnexion avec l'action peut aussi engendrer des décalages entre les différents outils, comme par exemple entre les LRR et les listes déterminantes ZNIEFF régionales qui sont plus anciennes. Dans ce cas comment expliquer aux acteurs les différences tout en gardant la crédibilité des deux listes ? Les acteurs peuvent par exemple se servir des LR pour remettre en discussion les listes déterminantes ZNIEFF, et donc indirectement les zonages ZNIEFF.

Conclusion de la section 2 :

Nous avons eu à cœur de montrer le potentiel simultané des outils à visée informative et évaluative à la fois à connecter directement connaissances et actions dans certaines situations et à

totallement déconnecter dans d'autres, notamment dans les discours. Les indicateurs qui contribuent à une action efficace sont des conjoncteurs-disjoncteurs entre connaissances et actions : ils ont simultanément le potentiel de connecter et de déconnecter les deux. Les concepteurs et utilisateurs développent des discours et méthodes stratégiques pour mobiliser ces potentialités en fonction du système d'action et de leurs objectifs stratégiques. Ils le font aussi bien avec des objectifs de positionnement (section 2.1) qu'avec des objectifs d'intervention en faveur de l'environnement (section 2.2).

« Ca dépend du public qu'on a en face, et des personnalités (certaines sont très fortes). Parfois il y a un intérêt à être plus sur le scientifique et après d'agrandir, et parfois c'est l'inverse parce qu'on sait que si dès le départ il n'y a pas tout le monde ce n'est même pas la peine d'aller à l'étape suivante. » (entretien général, administration centrale en charge de la biodiversité).

Le contexte impose plutôt des stratégies de consolidation (chapitre 6), ce qui explique que nous observons surtout des stratégies affichant une déconnexion et s'appuyant sur l'importance de la légitimité scientifique. Le moment de la reconnexion et la manière de le faire sont alors cruciaux. Notamment les acteurs d'environnement ont intérêt à choisir un moment où le rapport de force leur est plutôt favorable. Par exemple, à la différence de statuts juridiques qui évoluent peu, l'argumentaire appuyé sur les LR peut être à double tranchant. Si l'espèce va mieux, la reconnexion entre le statut des LR et l'action peut aussi servir à diminuer les mesures prises, voire à les supprimer, et la menace pesant sur l'espèce peut ré-augmenter. Le système d'action et les rapports de forces sont fondamentaux dans le choix du moment de la reconnexion, comme nous l'explique cet enquêteur à propos des espèces de la directive habitat-faune-flore.

« Pour la mise à jour des annexes de la directive les LR seraient utiles, c'est peut-être plus frappant pour les espèces que pour les habitats. Par exemple pour les libellules, aucune de celles qui sont classées comme en danger critique n'est sur l'annexe 2 ! Et inversement certaines sur l'annexe 2 ne sont quasi pas menacées. L'idée c'est de montrer que le problème est là. La plupart des gens qui travaillent à la commission sur la directive savent très bien que la liste peut être critiquée. [...] Après c'est assez difficile de changer la directive, c'est un processus politique dur. Ce n'est pas juste un petit changement dans un texte. Même si ça le mérite, il y a des risques, une question de ressources... » (entretien à propos des LR, organisme européen d'expertise naturaliste).

« Récemment certaines espèces ont subi des diminutions importantes et ont donc changé de statut sur LR. C'est là qu'on fait pression sur le ministère de l'écologie pour diminuer la pression de chasse ou la durée de chasse sur ces espèces qui ne sont pas protégées mais qui ont une forte diminution de leur population. Ça marche aussi dans l'autre sens, des espèces à mesures de protection forte mais qui changent de statut sur LR, deviennent chassables. » (entretien LR, ONGE).

Le potentiel de conjoncteur-disjoncteur des indicateurs permet de jouer sur ces connexions et

déconnexions tout au long des différentes phases de la conception à l'utilisation. Par exemple, à l'Observatoire national de la biodiversité, l'objectif est aussi de rassembler des indicateurs qui soient en premier lieu acceptés par tous : la priorité est de pouvoir disposer d'un tableau de bord d'indicateurs informatifs et donc que ces indicateurs ne soient pas trop normatifs. L'ONB permet de connecter connaissances et actions en associant les acteurs au choix des indicateurs, mais il déconnecte informations et évaluations.

Cette réflexion sur la connexion et déconnexion entre connaissances et action pour être plus efficaces pourrait aussi être analysée à l'échelle des différentes étapes de la chaîne opératoire entre connaissances et actions ou à l'échelle du dispositif stratégique. Par exemple, cette potentialité à connecter et déconnecter repose sur l'indicateur en lui même mais aussi parfois sur sa connexion avec d'autres indicateurs au sein d'un dispositif stratégique qui permet aussi de naviguer entre connexion et déconnexion en fonction des besoins (chapitre 6). Envisager la connexion au sein de l'outil n'est pas nécessairement la solution la plus efficace pour tous les outils. Une telle connexion a été efficace pour les ZNIEFF, avec plusieurs étapes intermédiaires. Mais pour certains outils ce n'est peut être pas stratégique, comme nous venons de le voir pour les LR où les AE ont plutôt intérêt à connecter indirectement en utilisant différentes listes (LR, listes d'espèces prioritaires, listes d'espèces protégées, etc.). CarHAB pourrait aussi avoir ce même potentiel : proposer des cartes de répartition de la végétation, ensuite traduites en cartes de priorités d'action voire à long terme en zonages réglementaires. La réflexion sur le potentiel de conjoncteur-disjoncteur des indicateurs doit aussi se faire à l'échelle indirecte des agencements potentiels d'outils. Les acteurs ont besoin d'avoir une marge de manœuvre pour connecter et déconnecter les étapes de connaissance et d'action, d'où un intérêt supplémentaire à avoir des systèmes d'outils constitués d'agencement potentiels (chapitre 6).

3 Concevoir des indicateurs : préparer leur potentialité de conjoncteurs-disjoncteurs en conciliant les informations qu'ils contiennent et les logiques d'actions souhaitées

Dans la section précédente nous avons présenté la potentialité stratégique des indicateurs à connecter ou déconnecter connaissances et actions selon les besoins des acteurs. Cependant, pour qu'ils puissent réellement avoir cette potentialité il est nécessaire de l'anticiper lors de leur conception (tout en affichant dans certains cas une déconnexion...). Nous proposons d'enrichir le modèle de l'interface connaissances-actions en détaillant plus précisément ce que les acteurs entendent par « actions ». À la suite des travaux de A. Emerit (2001) nous distinguons trois dimensions de l'action et de la prise de décision : politique, organisationnelle et rationnelle (section 3.1). Nous faisons l'hypothèse que pour que les indicateurs aient le potentiel de connecter connaissances et actions ils

doivent plus précisément avoir le potentiel de connecter les informations qu'ils contiennent et ces trois dimensions de l'action. Et nous allons voir que cette connexion ne va pas toujours de soi, notamment parce que les critères de bonnes informations nécessaires dans chaque logique d'action ne sont pas les mêmes (section 3.2). Dans la dernière section nous illustrerons l'apport de ce nouveau modèle basé sur trois dimensions de l'action pour comprendre les difficultés que rencontrent certains acteurs à contribuer à une action efficace : les informations qu'ils contiennent ne sont pas toujours pertinentes simultanément pour les trois dimensions de l'action (section 3.3).

3.1 Trois modèles de décision et d'action omniprésents

Les sciences de gestion mais aussi la sociologie ont proposé de nombreux modèles pour décrire la prise de décision (Laurans et al., 2013 ; Chiapello, Gilbert, 2013 ; Zittoun, 2014 ; Emerit, 2001). Parmi ces modèles, A. Emerit (2001, repris par Laurans et al., 2013) considère qu'il y en a trois principaux qui constituent des cadres de référence dans la manière dont les acteurs pensent l'action : le modèle rationnel, le modèle organisationnel, le modèle politique. Ils ne sont jamais totalement indépendant, chacun de ces modèles illustre une dimension différente de l'action.

3.1.1 Le modèle rationnel

La décision a d'abord été étudiée comment étant le fait d'un acteur unique et rationnel, capable de décrire et d'organiser ses objectifs et ses préférences. Dans ce modèle, dit de l'acteur rationnel, un acteur a à cœur de résoudre un problème en mobilisant les outils de la raison pour choisir la meilleure solution. Ce modèle a aussi été appelé modèle de la rationalité instrumentale (Scieur, 2011). L'acteur rationnel a alors besoin de hiérarchiser les solutions et notamment de pouvoir les comparer à partir de critères bien établis (« modèle d'Harvard » de Learned *et al.* (1965), cité par Emerit, 2001). Ce modèle a été particulièrement remis en question par Simon (1945) et March (1981). P. Lascoumes et P. Le Galès (2012) notent à ce propos trois ruptures décisives dans l'analyse des politiques publiques : une rupture avec le volontarisme politique, une rupture avec l'unicité de l'État, et celle qui nous intéresse le plus, une rupture avec le fétichisme de la décision. Ils expliquent les différentes limites du modèle rationnel et du décideur rationnel :

1. La décision est une des séquences des politiques publiques (travaux de Laswell et Jones).
2. Les politiques publiques sont le résultat de décisions individuelles (travaux de H. Simon sur la rationalité limitée et mise en évidence des contraintes qui orientent, influencent, modifient et déterminent parfois l'action).
3. L'analyse des décisions ne peut être réduite à des choix rationnels (importance de l'analyse microscopique de la décision, des interactions, des jeux entre les acteurs et des effets

d'agrégation). Les individus font des choix afin de maximiser leur intérêt et leur satisfaction.

4. La décision est dissoute dans l'action (travaux de March et Olsen) et les processus de décision influencent leur résultat (Callon et al., 2001 ; Urfalino, 2007).

Étudiant spécifiquement les indicateurs de développement durable, T. Bauler (2007) montre que leurs concepteurs d'indicateurs sont eux aussi conscients des limites de la vision rationnelle de la décision : *« It seems now rather widely acknowledged by indicator developers that ISD are not systematically useful in a linear way in policy-making. Within the community of policymakers and policy stakeholders, the absence of acknowledging the limitedness of instrumental use of indicators has even been accused by some, e.g. "the crux of the problem is the assumption of instrumental rationality associated with indicator development. It is often assumed that indicators will inform decision in a linear and mechanistic manner once they are made available" Hezri (2006 : 11) »*. Mais il explique aussi que cette vision perdure, et a des conséquences importantes sur la façon dont les indicateurs sont conceptualisés et sur le processus de développement des indicateurs. Nous l'avons effectivement retrouvée dans un certain nombre de discours, notamment de la part de concepteurs d'indicateurs (cf. section 1). Elle crée de la confusion sur ce que seraient des mauvais usages des indicateurs, c'est-à-dire des usages n'entrant pas dans ce modèle.

3.1.2 Le modèle organisationnel

D'après F. Aggeri et J. Labatut (cités par Halpern *et al.*, 2014), les débats autour de la recherche opérationnelle dans les années 70 à 80 ont conduit les chercheurs en gestion à formuler la thèse selon laquelle *« toute modélisation d'aide à la décision contient un modèle d'organisation le plus souvent implicite. Il convient de s'attacher aux décalages entre l'organisation abstraite supposée par l'outil et l'organisation réelle. »*. Ils rappellent ainsi combien la dimension organisationnelle est fondamentale pour analyser les processus de décision et pour comprendre le succès ou l'échec de certains outils. Ayant décrit les limites du modèle rationnel, ces chercheurs en gestion ont proposé d'autres modèles de la décision, notamment en mettant l'accent sur la prise de décision par un acteur individuel ou un groupe au sein d'une organisation. D'après A. Emerit (2001), la décision y est organisationnelle à double titre : (1) la décision individuelle est fortement influencée par l'organisation ; et (2) la décision s'insère dans le contexte de l'organisation et résulte des interactions de décisions individuelles. L'acteur est rationnel, mais sa rationalité est limitée car il manque d'informations (il n'est pas omniscient). De plus les préférences et objectifs des décideurs ne sont pas stables et non indépendants du processus de décision. Des règles et des procédures sont élaborées pour palier à ces manques et définir les critères de décisions mais aussi les interactions entre les différents groupes d'acteurs (Cyert, March, 1963). Elles favorisent la rencontre des problèmes et des solutions. L'organisation cherche à éviter l'incertitude en mettant au point des procédures internes de réactions aux changements de son

environnement, et en négociant avec son environnement des conditions stables pour son activité. Dans ce modèle organisationnel de la décision, la question du processus de décision est fondamentale dans la détermination de la solution.

Ce modèle a deux limites. D'une part il ne permet pas d'expliquer les changements brutaux et les innovations, puisqu'il repose sur l'hypothèse que la décision est largement influencée par les structures et procédures déjà mises en place. D'autre part il explicite la règle de décision mais ne prend pas nécessairement en compte le pouvoir dans la structure de l'organisation et la formation de la décision. Enfin, dans ce modèle les règles et les procédures sont considérées comme effectivement suivies par les différents acteurs de la décision, plaçant en retrait les jeux d'acteurs et les stratégies. Nos cas illustrent bien ces limites.

3.1.3 Le modèle politique

La sociologie des organisations est notamment M. Crozier et E. Friedberg (1977) ont proposé des modèles remettant au cœur de l'action le pouvoir et les jeux d'acteurs. Dans ces modèles que nous appelons politiques, le système d'action est constitué d'un ensemble de joueurs, dotés d'intérêts propres et d'objectifs propres, contrôlant plusieurs ressources. Les objectifs sont définis par l'interaction des joueurs et redéfinis selon l'interprétation que chaque acteur en a. La décision se crée à partir de la confrontation des stratégies des différents acteurs et des échanges entre eux : négociation, affrontement, coalition, soutien, etc. Historiquement deux modèles descriptifs ont été développés : l'incrémentalisme disjoint (Lindblom, 1959) et les jeux politiques internes (Mintzberg, Waters, 1985). La décision n'est alors plus le fait d'un acteur unique et rationnel ou d'une organisation aux objectifs stables et clairement identifiés mais celle d'une action collective, c'est-à-dire d'acteurs aux objectifs individuels plus ou moins coordonnées par une organisation. A. Emerit (2001) explicite deux critiques sur ce modèle politique, notamment sur la sous-estimation fréquente des règles et structures, c'est-à-dire l'organisation, ainsi que des valeurs communes, des « *éléments qui transcendent les stratégies individuelles et les rapports de force comme les valeurs communes, la culture, l'identité ou les projets.* » (Emerit, 2001).

La science politique s'est aussi intéressée à ce modèle politique, où l'information devient une « *muniton utile* » pour les parties prenantes dans les luttes politiques quotidiennes. Dans son étude sur les indicateurs énergétiques au Royaume Uni, M. Lehtonen (2013) montre combien les indicateurs sont peu utilisés dans le sens donné par le modèle rationnel : « *The findings of this research provide further evidence for the observation that scientific knowledge (including evaluations, assessments and indicators) seldom play an instrumental role in policymaking, and are more likely to produce indirect, conceptual and political impacts.* ». Il conclut plutôt sur les impacts indirects des indicateurs, accrus

notamment par les possibilités de dialogue et d'argumentation à la fois pendant la préparation des indicateurs et pendant leur publication dans le rapport annuel du département de l'énergie. Il observe essentiellement l'influence conceptuelle (consistant en l'apprentissage individuel et collectif, suscité par la confrontation de différents points de vue – les indicateurs serviraient alors comme outils permettant aux acteurs d'aborder les enjeux des perspectives variées) et politique des indicateurs (les indicateurs étant alors des instruments et ressources mobilisées par différents acteurs politiques dans leurs processus de négociation et argumentation politique).

Conclusion de la section 3.1

Dans le modèle politique, ce sont les relations de pouvoir entre les acteurs qui déterminent l'action. Dans le modèle organisationnel, ce sont les procédures, les règles, les normes qui structurent l'action (c'est-à-dire tout ce qui permet de faire l'économie des relations de pouvoir). L'organisation fonctionne via des mécanismes d'action et de décision. L'action consiste à faire fonctionner ces procédures et règles pour atteindre un but. Le troisième modèle, le modèle rationnel est un modèle linéaire où la décision se prend par calcul de l'optimum. L'action consiste à identifier un but et à utiliser les connaissances pour identifier la solution à mettre à l'œuvre. Il s'agit du modèle où la connaissance prend le plus de place, sans qu'elle soit pour autant exclue des autres modèles.

Ces trois modèles de décision sont archétypaux. Il n'existe jamais une logique purement dans un modèle ou un autre mais plutôt un mixte des différentes logiques, avec plus ou moins de chaque modèle. Ils font référence à trois dimensions de l'action qui sont indissociables mais qui pourtant ont des attendus différents sur les informations nécessaires à la prise de décision.

3.2 Différentes types d'informations nécessaires pour répondre aux différentes logiques d'action

Dans chacun de ces modèles, et donc dans chaque logique d'action, la place de l'information n'est pas la même. Construire des indicateurs qui puissent répondre à plusieurs logiques d'actions ou à des logiques couplées (par exemple technico-politique ou technico-organisationnelle) est difficile. Connaître l'utilisation de l'information souhaitée par les différents acteurs et la recouper avec les logiques d'action permet d'orienter les concepteurs vers les critères essentiels pour que l'outil ait le potentiel de connecter connaissances et actions.

Le modèle rationnel : l'information sert à comparer plusieurs solutions à un problème et à identifier une solution optimale

Dans le modèle rationnel, le critère dominant est l'objectivité de l'information (c'est

notamment pour cela que la science y est particulièrement attachée). Il s'agit de résoudre un problème en mobilisant les outils de la raison pour choisir la meilleure solution. Pour trouver la meilleure solution il faut alors hiérarchiser les solutions et donc pouvoir les comparer. La systématisation de l'information est donc au cœur de ce modèle. À l'heure actuelle ce modèle est par exemple sous-jacent à de nombreux travaux sur la gestion adaptative, où le suivi scientifique de la biodiversité permet de prendre des décisions en informant les décideurs, qui à leur tour font un retour sur ces informations aux scientifiques, qui alors les améliorent (McLain, Lee, 1996 ; Holling, 1978). L'indicateur est utilisé pour diminuer les incertitudes (Duinker, 2001), proposer des « systèmes support de décision » (Damme et al., 2003), ou encore améliorer la communication entre les écologues et les décideurs (Niemelä, 2000). Dans cette logique un bon indicateur est un outil reconnu scientifiquement, rigoureux, robuste, avec peu d'incertitudes ou laissant de la place à l'explication de ces incertitudes.

H. Mintzberg (2004) s'interroge sur la place de l'information dans ce modèle rationnel et notamment les raisons pour lesquelles les managers semblent éviter l'emploi d'informations alors qu'apparemment ils auraient du y avoir recours : *« (1) les informations formalisées sont souvent trop limitées. - la plupart des informations formalisées ne sont simplement pas assez riches pour le manager ; elles écartent beaucoup des informations non quantitatives (politiques, personnalité, qualité, etc.) et non communicables (le ton de la voix, les gestes, les expressions du visage, etc.) ; de plus, elles tendent à être très faibles pour ce qui concerne la description des situations externes à l'organisation ; (2) les informations formalisées, comme agrégation de données sont souvent trop générales pour les besoins du manager. [...] En d'autres termes, une discussion informelle peut, quelques fois, apporter beaucoup plus que les montagnes de papier de la statistique ; (3) La plupart des informations formalisées arrivent trop tard ; (4) il n'est pas possible d'avoir confiance dans certaines informations formalisées »*. Cependant les limites pour H. Mintzberg sont essentiellement dues aux qualités intrinsèques des informations et non au décideur lui-même. D. Mourey (2006) critique ce paradigme décisionnel « rationnel » axé sur la qualité de représentation du réel de l'instrument. Dans une telle approche, la question de l'interprétation des indicateurs par les acteurs de la décision est souvent négligée (Mourey, 2006). T. Bauler (2007) confirme qu'il n'y a pas de relation linéaire entre les caractéristiques de l'information comme la précision ou la pertinence, et son impact sur la décision. Et les décideurs ne sont en général pas capables de citer la source de leur savoir (Hezri, Dovers, 2006).

Pour conclure, ce modèle rationnel est encore fortement ancré dans l'imaginaire collectif bien que les acteurs soient conscients de ses limites. Cependant, il est rarement observé seul : dans l'action il est quasiment toujours couplé aux autres logiques.

Le modèle organisationnel : l'information sert à concevoir des mécanismes d'action et de décision (normes, règles, procédures)

Dans le modèle organisationnel, la décision se prend en se donnant des règles et en appliquant des procédures. Les acteurs cherchent à éviter les luttes d'influence du modèle politique. Dans les cas des LR et de CarNET-B, nous retrouvons l'idée de T.M. Porter (1996) que les acteurs cherchent à se garantir des pressions extérieures en ayant des critères explicites et transparents de décision, essayant de limiter notamment le dire d'expert :

« The transition from expert judgment to explicit decision criteria did not grow out of the attempts of powerful insiders to make better decisions, but rather emerged as a strategy of impersonality in response to their exposure to pressures from outside.[...] While numbers and systems of quantification can be powerful, the drive to supplant personal judgment by quantitative rules reflects weakness and vulnerability. I interpret it as a response to conditions of distrust attending the absence of a secure and autonomous community. » (Porter, 1996).

Sur les indicateurs cette dimension a peu été étudiée, mais d'après nos cas d'étude, l'indicateur doit alors être suffisamment exhaustif et applicable de manière homogène pour pouvoir établir des règles non discutables. Les indicateurs permettent ainsi d'être systématiques, d'instaurer des normes de comparaison et notamment de s'affranchir du dire d'expert ou des discussions propres au modèle politique. L'indicateur a un aspect d'« automaticité ». Il doit être fiable : donner une information univoque car les acteurs recherchent des informations qui permettent de comparer des objets écologiques entre eux par exemple pour établir des normes de priorisation (LR). Dans CarNET-B les acteurs aménageurs ont un souci d'insécurité juridique, ils cherchent des outils leur assurant cette sécurité. Pour l'instant l'outil tel qu'il est proposé ne parvient pas à répondre parfaitement à cette attente. Il ne permet pas une interprétation univoque et une inclusion facile dans des procédures puisqu'il n'est pas facilement compréhensible pour un non spécialiste.

Le modèle politique : l'information sert à influencer le comportement des acteurs et à modifier les relations de pouvoir

Le modèle politique, est fondé sur des luttes d'influence donc de pouvoir. La maîtrise de l'information et de l'incertitude sont au cœur de ces jeux de pouvoir (Crozier et Friedberg, 1977). Les indicateurs sont soit utilisés pour modifier le positionnement de certains acteurs, comme nous avons vu avec l'IBP ou les LR, soit pour avoir des éléments d'argumentaire pour alerter les médias ou la société civile pour peser sur des décisions (exemple des moratoires sur la chasse). Les travaux de B. Bernard (2007) sur les indicateurs sont particulièrement ancrés dans ce modèle, montrant combien ceux-ci permettent de « *reconfigurer des relations de pouvoir devenues défavorables* » aux hommes de la forêt (chapitre 1).

Les indicateurs doivent alors être facilement compréhensibles pour pouvoir parler à tous les acteurs, mais aussi reconnus par exemple sur le plan scientifique ou légitimés par la participation d'un maximum d'acteurs.

Conclusion de la sous section 3.2

Construire des indicateurs pouvant potentiellement correspondre à ces différentes logiques d'action et servir de conjoncteur et de disjoncteur entre connaissances et actions suppose d'anticiper l'information nécessaire. Les indicateurs doivent pouvoir appartenir potentiellement à deux plans, celui de la connaissance et celui de l'action. Le plan de l'action étant lieu même orienté dans plusieurs directions, avec trois modèles archétypaux.

Notre propos n'est pas de dire qu'il vaut mieux telle ou telle logique d'action pour une action efficace. Si un indicateur a du mal à répondre aux logiques d'actions attendues cela peut être un frein à son développement et donc à sa contribution à l'efficacité de l'action des AE. Par ailleurs si certaines logiques d'action vont dans un sens défavorable à l'intégration de la biodiversité il faut pouvoir les identifier pour les contrer. Il est donc essentiel de connaître ces logiques d'action envisagées par les acteurs et de comprendre comment elles peuvent s'articuler entre elles.

En fonction des logiques d'action souhaitées, les caractéristiques de l'information portée par les indicateurs ne seront pas les mêmes (tableau 15). Certaines sont présentes dans plusieurs logiques, par exemple l'idée de la systématique se retrouve dans les logiques rationnelles mais aussi organisationnelles. Inversement la robustesse scientifique n'est pas un critère indispensable pour des acteurs ancrés dans une logique organisationnelle. Il est donc difficile de concevoir des indicateurs permettant de répondre simultanément aux différentes logiques d'action.

Tableau 15: modèles de décision et information nécessaire

Modèles	Critère dominant	Indicateur permet	Indicateur doit être (ex de critères)	Références
Rationnel	Objectivité, technique	Hiérarchiser, systématiser	Robuste, scientifiquement reconnu, représentatif...	Gestion adaptative, Evidence-based conservation
Organisationnel	Règles, normes, procédures	Systématiser, établir des normes, ...	Être univoque, Compréhensible, Pas trop coûteux, Transparent,...	Travaux de March et Simon
Politique	Luttes d'influences	Sensibiliser, plaider, justifier...	Crédibilité, Légitimité, Pertinence...	Travaux de Crozier, Friedberg, Lehtonen, Clark, Cash, Bernard...

3.3 Différentes logiques d'action souhaitées par les acteurs pour chaque indicateur

Revenons sur nos études de cas et retraçons les logiques d'actions imaginées par les différents acteurs, initialement mais aussi à la fin du projet.

3.3.1 *CarHAB : une logique initialement technico-organisationnelle, actuellement rationnelle.*

À l'origine du projet CarHAB certains acteurs avaient l'idée de faire une cartographie basée sur de la science mais qui puisse informer un certain nombre d'instruments de politiques publiques. Dans l'optique initiale de rapportage Natura 2000, d'alimentation de la Trame verte et bleue (TVB) ou de la Stratégie de création des aires protégées elle devait devenir un outil de l'administration publique pour faciliter les procédures auxquelles celle-ci doit faire face. L'outil devait donc répondre à une logique technico-organisationnelle : fournir les meilleures informations scientifiques standardisées et comparables entre elles pour que leur prise en compte rentre dans les procédures standards des politiques publiques.

Au fur et à mesure du projet cet aspect organisationnel lié à l'idée de baser des instruments de l'administration sur cette cartographie est devenu de plus en plus secondaire. Les scientifiques au cœur de la conception de l'outil sont aujourd'hui focalisés sur une logique d'action rationnelle : déterminer les habitats présents de la manière la plus précise possible et harmonisée entre les territoires. Un certain nombre d'acteurs nous ont plutôt parlé d'une carte principale qui donnerait les informations en termes phytosociologiques et qui serait ensuite traduite par rapport à des problématiques de gestion dans d'autres outils. La partie administrative et opérationnelle a été reléguée à d'autres outils. Cette logique d'action organisationnelle était pourtant très présente au

départ du projet mais une fois le projet entre les mains des scientifiques cette logique a moins été portée par les acteurs. Toutefois cette logique reste sous-jacente pour quelques acteurs, comme le ministère de l'écologie, le MNHN ou les Conservatoires botaniques nationaux, des acteurs au contact de ces problématiques d'instrumentation de l'action publique.

Les acteurs rencontrés constatent aussi que trop de logiques d'action souhaitées sont en concurrence. L'outil ne pourra pas répondre à toutes les attentes : il n'est pas faisable de réunir une information pertinente avec un grand degré de précision à l'échelle de la France et nécessitant autant d'investigations pour que l'information soit comparable d'une région à l'autre (logique organisationnelle), tout en étant la plus rigoureuse possible (logique technique). Les chercheurs ont à cœur d'être le plus précis possible et de faire des catégories très fines et dynamiques, ce qui les a amenés à s'intéresser aux séries de végétation très robustes en termes de représentation de la réalité mais qui sont au final des catégories très complexes à relier à des catégories de gestion. L'indicateur aura probablement du mal à répondre simultanément à la logique rationnelle et à la logique organisationnelle.

3.3.2 LR : Logiques rationnelle, technico-politique et technico-organisationnelle concrétisées

Au départ, les acteurs promoteurs des LR avaient l'intuition qu'un tel outil pourrait servir à « plein de choses » (*entretien, organisme national d'expertise naturaliste*). Et effectivement c'est aujourd'hui le cas : les LR répondent à plusieurs logiques d'actions qui ont émergé progressivement (même si certaines étaient déjà plus ou moins attendues). La logique était avant tout rationnelle : ces listes allaient pouvoir servir à rationaliser les études, systématiser l'analyse du statut des espèces et éviter le dire d'expert. Les LR ont aussi été tirées par une logique technico-organisationnelle. Les acteurs espéraient aussi que ces informations standardisées et comparables entre elles pourraient servir comme base pour la TVB, pour la SCAP, pour évaluer des demandes de dérogations, pour prioriser de manière systématique les mesures de protection (PNA par exemple), etc. Dans un contexte où les acteurs d'environnement sont en position difficile ils ont tendance à s'attacher à une justification scientifique de ce qu'ils font, utilisant cet argument pour éviter les remises en questions. Les LR sont tirées par un besoin de justification systématique de projets ou politiques qu'ils faisaient déjà mais sans justification ou à dire d'expert. Pour les fonctionnaires le caractère systématique, normalisé est plus viable d'un point de vue administratif, c'est ça qu'ils appellent « scientifique » : fiable sur le plan de la bureaucratie et de l'organisation (cf. chapitre 3)

« C'est un des rares critères un peu objectif et normé qui permette d'avoir une appréciation, et qui ne sera pas seulement une appréciation à dire d'experts mais fondée sur une méthodologie qui a fait la preuve de sa robustesse, même si elle a des

limites. » (entretien LR, organisme d'expertise naturaliste national).

« Il fallait qu'on systématise les plans de restauration des espèces, qu'ils ne soient pas seulement lié aux lobbys des ONG (loups, lynx, mammifères...). » (entretien LR, administration centrale en charge de la biodiversité).

« Il y a besoin d'outils d'évaluation à méthodologie éprouvée, faisant consensus pour hiérarchiser. » (entretien LR, organisme d'expertise naturaliste national).

Enfin, les LR contribuent à une troisième logique d'action : une logique technico-politique. Les informations rationnelles, systématiques fournies par les listes cristallisent sur un objet « l'espèce menacée » qui est facile à communiquer, qui est un bon objet de négociation politique et qui permet d'influencer les politiques.

Pour conclure, les LR avaient été imaginées pour répondre à de multiples logiques d'action et c'est actuellement ce qu'elles font. La méthodologie de l'outil et la manière dont il a été présenté lui permettent aujourd'hui de contribuer à l'action aussi bien selon des logiques rationnelles, que technico-politiques, technico-organisationnelles et politico-organisationnelles. Leur succès est en partie dû à ce potentiel pour concilier la plupart des logiques d'action.

3.3.3 CarNET-B : Logiques technico-organisationnelle et technico-politique non concrétisées

Les acteurs de CarNET-B avaient imaginé deux logiques d'actions principales simultanées : (1) avoir plus de connaissances générales pour pousser à plus de prise en compte, et pour alerter voire faire opposition aux projets d'aménagements (logique d'action technico-politique) et (2) avoir plus de connaissances pour systématiser la prise en compte de la biodiversité, et obtenir de la sécurité juridique (logique d'action technico-organisationnelle). Deux logiques d'actions plutôt portées chacune par une des directions du ministère.

Les concepteurs du projet CarNET-B partent du principe que plus les informations sur l'état de la biodiversité seront disponibles en amont des projets d'infrastructures mieux celle-ci sera prise en compte dans les aménagements et notamment dans le choix des tracés, c'est-à-dire qu'elle sera intégrée dans la prise de décision au moment où toutes les options sont encore possibles (logique technico-organisationnelle). Toutefois les éléments pris en compte pour faire des choix en matière d'infrastructure sont assez difficiles à estimer. Parfois l'impact environnemental est un facteur essentiel, parfois il l'est beaucoup moins même s'il a été anticipé en amont des projets. Par exemple, dans le cas du contournement de Marboué, de nombreuses difficultés techniques d'aménagement font que le projet n'a pas avancé alors qu'il est envisagé depuis d'une dizaine d'années. Le franchissement de vallées coûte très cher : *« Pour Marboué c'est évident que c'est pas simple, le vrai problème c'est que ça coûte très cher parce qu'il y a des vallées à franchir, c'est pas pour rien qu'on n'a rien fait depuis quinze*

ans... » (entretien, administration territoriale en charge des infrastructures de transports). À l'heure actuelle, ces contraintes techniques sont plus fortes que celles environnementales (même si elles vont dans le même sens dans ce cas-ci). C'est la combinaison des différents enjeux (économiques, techniques, politiques, sociaux, environnementaux...) qui va déterminer le choix du tracé, et donc lors des choix d'aménagements les trois logiques rationnelles, politiques et organisationnelles sont indissociables. Or l'outil CarNET-B ne parvient pas à répondre simultanément aux différentes logiques.

Les scientifiques ne parviennent pas à proposer des informations suffisamment fiables pour entrer dans la logique organisationnelle des aménageurs. Ils proposent des indicateurs pertinents pour l'estimation des espèces présentes mais sans pouvoir descendre à l'échelle du nom de l'espèce et de l'absence ou de la présence de celle-ci.

« On voit bien que le besoin du service des routes est un besoin de sécurisation et que ce qu'on leur proposait ne les sécurisait pas assez. » (entretien à propos de CarNET-B, organisme d'expertise naturaliste national).

Bien que ces deux logiques d'action aient été imaginées dès le départ du projet pour l'instant elles ont du mal à se concrétiser, ce qui prouve bien que tous les indicateurs n'ont pas toujours le potentiel de répondre aux différentes logiques d'action simultanément, contrairement aux LR.

3.3.4 IBP : une logique technico-politique concrétisée, une logique technico-organisationnelle non concrétisée

L'idée initiale des concepteurs de l'IBP était d'en faire un outil pour les gestionnaires, non pas un outil spécifiquement de gestion mais un outil utilisé pour les sensibiliser. Et l'IBP est essentiellement un outil mobilisé dans des luttes de pouvoir. Ce qui est important n'est pas l'information rationnelle donnée par l'outil mais le fait de disposer de l'outil et de pouvoir en faire la promotion et d'interagir avec les autres acteurs à travers lui. L'IBP intègre actuellement une logique technico-politique. L'outil a très bien répondu aux attentes pour servir de base technique à des jeux de pouvoir et des débats sur la biodiversité.

« Le jeu d'acteur est très important entre l'intérêt d'un outil de façon pragmatique et ce qu'on porte les uns et les autres il y a un jeu politique. » (entretien IBP, administration centrale en charge de la biodiversité)

Certains acteurs avaient d'autres intentions pour l'outil, par exemple qu'il intègre une logique technico-organisationnelle dans les plans simples de gestion demandés aux forestiers privés : *« d'apporter un outil pour que quand il fasse sa coupe il ait non seulement une idée de sa production mais aussi que en travaillant au profit de mes arbres je fais attention à ce que je fais et je ne travaille pas contre la richesse en biodiversité que j'ai dans mon milieu. »* (entretien, organisme technique, forêt privée). Certains ont aussi imaginé se servir de l'outil sur le plan administratif : avoir des outils

standardisés pour mieux connaître ce qu'il se passe en forêt privée (cf. chapitre 5). Cependant, pour des raisons à la fois techniques (simplicité de l'outil et non adapté à certaines échelles de gestion) et politiques (les gestionnaires ne veulent pas devoir rendre des comptes sur leur gestion), cette logique d'action technico-organisationnelle ne s'est pas concrétisée.

Conclusion de la section 3 :

Avoir réfléchi sur les logiques d'action à l'œuvre dans les cas d'étude permet de mettre en évidence la coexistence de plusieurs logiques. Deux logiques d'actions sont les plus courantes dans nos études de cas : (1) la logique technico-organisationnelle qui couple le besoin de transparence et de systématicité de l'organisation avec ces mêmes besoin chez les scientifiques et (2) la logique technico-politique qui couple la force de preuve de la science avec le besoin de convaincre et d'argumenter dans le champ politique. Tous nos indicateurs étudiés s'ancrent dans la logique technique (ou rationnelle), ce qui est assez cohérent avec notre objet d'analyse de départ : les indicateurs comme outils à visée informative et évaluative. De plus, nous avons choisi d'interroger l'efficacité de l'action pour améliorer l'état de l'environnement (cf. chapitre 2), de fait nous supposons que l'aspect rationnel est indispensable pour une action efficace. Or nous avons choisi des indicateurs que nous soupçonnions avoir un intérêt potentiel vis-à-vis de cet objectif : nous avons choisi des indicateurs ancrés en partie dans la logique technique. La logique politico-organisationnelle est rarement souhaitée par les acteurs de nos cas : avec une telle logique les politiques mises en œuvre sont très peu basées sur une information rationnelle et plutôt sur du procédural ou des objectifs déconnectés de l'état de la biodiversité. Or justement les AE ont un souci d'efficacité environnementale qui repose sur l'idée qu'une action efficace doit permettre de voir l'état de l'environnement s'améliorer. Ils ne peuvent se passer de cet aspect rationnel qui permet de mesurer l'atteinte des objectifs ou de définir ce qui doit être amélioré. Ce type de logique politico-organisationnelle serait donc probablement plus observé chez des acteurs porteurs d'autres enjeux.

Conclusion du chapitre 7

Dans les analyses de cas, nous avons constaté que les indicateurs sont au cœur d'une dialectique ambiguë entre connaissances et actions. Les indicateurs sont construits et souhaités par les AE parce qu'ils ont le potentiel de contribuer à un changement de la prise en charge de la biodiversité ; mais en parallèle les acteurs rencontrés insistent sur la nécessité de construire des indicateurs scientifiques, déconnectés de ce qu'ils considèrent l'action (les aspects appelés « *politiques* »). Pourquoi et comment concevoir un indicateur déconnecté de l'action mais qui est aussi connecté à l'action puisqu'il est censé influencer la prise en charge de la biodiversité (section 1) ? Les travaux des STS sur l'interface sciences-politiques, fournissent de nombreux modèles pour décrire cette interface mais aussi pour comprendre les cadres utilisés par les concepteurs d'indicateurs. La conception d'indicateurs est décrite par les acteurs suivant un modèle linéaire : d'abord la conception par la science de manière déconnectée de la politique puis l'utilisation politique.

Au fil de ce chapitre nous proposons deux nouvelles perspectives sur cette interface entre sciences et politiques. Dans la section 2 nous montrons que ces modèles d'interfaces sont ancrés dans les stratégies des acteurs et que ceux-ci contribuent à les perpétuer dans les discours parce que ce modèle d'interface est stratégique pour leur permettre de mieux agir en faveur de la biodiversité. Dans la section 3 nous proposons de compléter ce modèle en parlant plus généralement de connaissances et d'actions mais aussi et surtout en montrant que « l'action » est en réalité constituée de trois dimensions. Les indicateurs sont efficaces s'ils permettent de connecter connaissances et actions en connectant différentes formes d'informations aux trois dimensions de l'action (politique, rationnelle et organisationnelle), c'est-à-dire s'ils ne font pas l'impasse sur l'une des dimensions.

Certains auteurs en sociologie ont qualifié ce modèle d'indépendance entre sciences et politiques de « *vision naïve* » des acteurs parce qu'il ne correspond pas aux faits observés par les chercheurs. Pourtant nous soutenons que ces discours ne sont pas toujours naïfs. Au contraire, ils sont parfois stratégiques. Dans la section 2 nous avons donné une liste d'éléments qui permettent d'expliquer l'intérêt stratégique que peuvent avoir les acteurs à afficher une déconnexion entre connaissances et actions. Tout d'abord, ils sont plus confortables pour les acteurs de la connaissance qui souhaitent renforcer leur positionnement. Ils leur permettent de se rendre indispensables mais aussi de garder une indépendance pour ne pas se sentir trop responsables de l'action. Pour les politiques aussi cette démarcation permet de conforter leur positionnement, notamment en légitimant leurs arguments, arguant tantôt de l'aspect politique d'un indicateur pour éviter une remise en question par les scientifiques, et tantôt de l'aspect scientifique pour éviter une remise en question par les acteurs politiques. Outre la dimension des relations de pouvoir cette démarcation est aussi

stratégique pour agir sur l'état de la biodiversité : décrire les outils comme « scientifiques » pour d'une part limiter la contestation dans un contexte d'impératif scientifique et d'autre part éviter que les acteurs aux intentions divergentes participent à la construction des outils et influencent leur contenu. C'est une stratégie pour faire avancer la construction d'indicateurs ambitieux en déconnectant les différentes étapes de conception et d'utilisation et en reconnectant les différents aspects une fois que l'indicateur a été accepté par tous. Cependant, il peut y avoir des risques à porter une telle stratégie, par exemple lorsque les stratégies de positionnement prennent le dessus sur l'intention environnementale, ou lorsqu'à trop déconnecter la connaissance et l'action les acteurs financeurs ou futurs utilisateurs des indicateurs ne soient plus convaincus de leur utilité et de la nécessité de poursuivre les projets. Les indicateurs ont un fort potentiel à simultanément connecter et déconnecter la connaissance et l'action mais les deux aspects sont nécessaires pour qu'ils puissent contribuer à une action efficace et sont à réfléchir simultanément.

Dans la section 3, nous avons proposé un autre angle de lecture de cette interface science-politique. En effet, dans ce modèle d'interface, ce qui est généralement appelé « politique » ou « décision », c'est en réalité ce que nous avons appelé « l'action ». Reprenant les travaux de A. Emerit (2001) nous considérons que l'action a trois dimensions : politique (basée sur des luttes d'influence), organisationnelle (basée sur des procédures et des normes) ou rationnelle (basée sur des calculs de solution optimums). Ces trois dimensions sont toutes présentes simultanément dans l'action, cependant nous avons montré qu'il est difficile de concevoir des indicateurs qui soient pertinents dans les trois dimensions. Or les indicateurs qui ont le plus de potentialité à connecter connaissances et actions sont ceux qui ne négligent pas de dimension. Ce croisement entre les travaux portant spécifiquement sur l'interface et les sciences de gestion, qui ont mis en avant ces différentes dimensions de l'action, permet d'enrichir l'analyse pour comprendre pourquoi certains indicateurs « marchent » et d'autres non.

Chapitre 8 : Des indicateurs pour négocier le changement

Les acteurs conçoivent des indicateurs pour modifier le système de connaissance ou les aspects organisationnels de l'action. Or pour modifier le système d'action dans son ensemble, il ne suffit pas de modifier l'organisation ou la connaissance. D'après le modèle présenté à la fin du chapitre précédent, trois dimensions doivent être prises en compte : la connaissance, l'organisation mais aussi les jeux de pouvoir (la dimension que nous avons appelée « politique »). En effet, les relations de pouvoir sont à la fois des obstacles et une finalité pour le changement du système d'action : *« Aucun changement n'est possible sans une transformation du système de pouvoir et parce que, de ce fait, la transformation du système de pouvoir devient finalement une des étapes essentielles, sinon le but premier, de tout effort de changement. »* (Crozier et Friedberg, 1977). Pour concevoir des indicateurs de biodiversité qui contribuent aux stratégies environnementales, il est nécessaire d'analyser à la fois les systèmes de connaissance, les contraintes organisationnelles et les jeux de pouvoir. Les travaux sur la négociation permettent justement de décrire et d'expliquer comment les acteurs subissent les jeux de pouvoir et essayent de les faire bouger de l'intérieur tout en cherchant à modifier l'ensemble du système d'action (Bourque, Thuderoz, 2002 ; Reynaud, 1995 ; Mermet, 2012). Ils peuvent apporter des éclairages utiles à une analyse du système d'action à partir de trois de ses dimensions : les systèmes de connaissance, les contraintes organisationnelles et les jeux de pouvoir.

Dans ce chapitre nous nous focalisons sur la manière dont les outils sont négociés mais aussi conçus pour être utilisés par les AE dans la négociation de nouvelles relations de pouvoir. En négociant des indicateurs, ils anticipent les systèmes d'action futurs, et leur contribution comme un *« ingrédient à la construction de nouveaux espaces publics »* (Bernard, 2006). Les acteurs anticipent-ils les actions qu'ils pourront mener dans le futur : avec qui et comment ? Les indicateurs peuvent-ils aider à préparer ce futur et à le négocier ? Dans ce chapitre les indicateurs deviennent des instruments de composition d'un nouveau système d'action, et plus particulièrement de nouvelles relations de pouvoir. Nous soutenons que construire un indicateur est une négociation, et que les théories de la négociation peuvent donc permettre aux acteurs de s'y préparer et aux chercheurs de lire les différents processus (section 1). Les négociations portent sur le contenu de l'indicateur mais aussi sur le changement des jeux de pouvoirs et plus généralement sur un système d'action futur : de nouvelles relations de pouvoirs, de nouveaux acteurs inclus ou exclus du système d'action, de nouvelles règles du jeu dans ce système, etc. En deuxième section nous illustrons l'utilité des travaux sur la négociation à travers une perspective proposée par L. Mermet (2010) : l'analyse des manières d'interagir entre les

acteurs, ce qu'il appelle les « *configurations de composition* », et la contribution des indicateurs à la modification de ces configurations (section 2).

1 Négocier des indicateurs pour anticiper des systèmes d'action futurs

Les travaux de recherche sur la négociation peuvent contribuer à l'analyse de situations de gestion de l'environnement dans deux perspectives distinctes (Mermet, 2012). Une première perspective consiste à proposer une lecture précise de moments de négociation. Dans nos cas d'études par exemple, la construction d'indicateurs relève d'une suite de moments de négociation analysables en tant que tels et pour lesquels le concepteur d'indicateur peut et doit se préparer comme il le ferait pour une négociation (section 2.1). Dans la littérature classique issue notamment des travaux des sociologie des sciences et de sciences politiques, ces négociations sont alimentées par des luttes de pouvoir (section 2.2). Cependant, pour des AE ces négociations ne portent pas uniquement sur des relations de pouvoir mais aussi sur la modification du système d'action futur (section 2.3). L. Mermet (2012) propose ainsi une deuxième perspective qui permet de ne pas renoncer à une lecture macroscopique des processus de décision et de gestion, mais de « *prendre la négociation d'abord comme un modèle ou un ensemble de modèles, un angle de lecture susceptible d'éclairer des situations complexes, qu'elles se présentent ou non comme des négociations.* » (Mermet, 2012).

1.1 La conception d'indicateurs relève souvent d'une situation de négociation

Nous souhaitons renouveler les approches sur l'analyse des indicateurs et « *dédramatiser la référence à la négociation* » (Mermet, 2014) : montrer que ces outils sont négociés et mettre en évidence comment un AE peut mieux les négocier. Accepter ce format « *négociatoire* » pourra permettre aux AE de mieux en maîtriser les règles (Mermet, 2012). Il existe beaucoup de travaux normatifs sur la négociation qui décrivent ce qu'il convient de faire (Fisher, Ury, 1987 ; Bourque, Thuderoz, 2002). Ils peuvent être utiles aux concepteurs d'indicateurs ayant une intention environnementale ainsi qu'aux chercheurs qui veulent observer et analyser l'efficacité des stratégies mises en œuvre par ces acteurs.

1.1.1 Concevoir un indicateur : prendre des décisions entre des parties interdépendantes, mais dont les intérêts sont différents ou divergents

L'accent est souvent mis sur le résultat de la négociation : la décision collective (Zartman,

1977). Il ne s'agit pas simplement de donner son avis (ce qui s'apparenterait plus à une consultation) ou de résoudre par consensus un problème (ce qui cette fois s'apparenterait à une coopération). La négociation peut aussi être analysée sous l'angle du processus qui conduit à la prise de décision et combine des positions conflictuelles dans une position commune, la règle de décision étant l'unanimité (Kissinger (1969) cité par Bourque et Thuderoz, 2002). Ce processus est basé sur l'interdépendance entre les parties : *« La négociation est l'activité mettant en présence deux ou plusieurs « parties » (individus, groupes, délégations...) qui, en raison de leur interdépendance veulent trouver une issue satisfaisante et non violente à une situation exigeant de la part de chacun, la prise en compte de la réalité de l'autre. »* (Dupont, Audebert, 1994).

Pour C. Dupont et P. Audebert (1994) la divergence entre les objectifs des participants est une condition nécessaire pour la négociation. S'il n'y a pas de divergence alors un processus de coopération suffira à prendre des décisions. La négociation est une *« activité qui met face à face deux ou plusieurs acteurs qui, confrontés à la fois à des divergences et des interdépendances, choisissent (ou trouvent opportun) de rechercher volontairement une solution mutuellement acceptable qui leur permette de créer, de maintenir ou développer (ne fût-ce que temporairement) une relation »* (Dupont 1994). Pourtant, la définition de R. Bourque et C. Thuderoz (citant Bellanger, 1984) est plus large, elle inclue les négociations basées sur l'affrontement (des négociations *« conflictuelles »*) et les négociations basées sur l'entente (des négociations *« coopératives »*), parlant d'intérêts *« différents ou divergents »* et non *« différents et divergents »* comme C. Dupont. Nous choisissons pour l'instant de reprendre la définition de C. Dupont, considérant que le point clé pour qu'il y ait négociation est l'existence ou le soupçon d'existence de divergences dans les intérêts, qui modifient la manière dont les acteurs interagissent. Lorsque les acteurs pensent qu'il peut exister des divergences d'intérêts, même si elles ne sont pas apparentes, ils prennent des précautions lors de leurs interactions. Nous verrons plus loin dans la section 2 ce qui se passe en l'absence totale de divergence. Pour l'instant considérons que la construction d'indicateurs se fait avec une part de divergence dans les intérêts. Les acteurs se retrouvent pris dans une situation où la coopération pure directe n'est pas possible.

Dans nos quatre cas d'études, nous retrouvons bien la notion d'interdépendance entre des parties (ministères, scientifiques, naturalistes, aménageurs, unité au sein d'un organisme plus grand...), qui ont des intérêts différents et divergents (mieux connaître, avoir plus de financements, préserver la biodiversité, construire des routes, produire du bois....) mais qui doivent décider ensemble (aboutir à la construction d'un outil). Par exemple, le programme CarHAB s'est constitué à partir d'une série de prises de décision : le choix d'une échelle (envisagée au départ au 1/50 000^{ème} puis devenue après négociation le 1/25 000^{ème}), le choix des partenaires, le choix d'une nomenclature, etc. La décision sur les points techniques se fait entre des parties interdépendantes et aux intérêts divergents (ministère

de l'écologie, universitaires, conservatoires botaniques, MNHN....). Même les financements des projets sont l'objet de négociations, et notamment sur la répartition des montants entre les différentes organisations des cas d'études.

« On a un financement par le ministère de l'écologie cette année. L'année dernière il y avait une partie d'auto financement par l'IGN. C'est plutôt le résultat de négociations avec le MEDDE. » (entretien CarHAB, organisme technique en charge de l'information géographique et forestière).

« C'est difficile d'évaluer le coût d'une maille, ça dépend de comment travaillent les associations. Après c'est des négociations avec chaque association. Il y a des associations bénévoles à qui on rembourse juste les frais de déplacement et un peu de matériel, et d'autres avec des salariés et des coûts de structure assez forts, qui font augmenter le coût à la maille. » (entretien CarNET-B, administration territoriale en charge de la biodiversité).

La logique de négociation peut ne pas être explicite dans la construction des indicateurs. Or des phrases comme *« Il y a des discussions avec les principaux protagonistes, qui ne sont pas toujours faciles. »* (entretien, organisme d'animation de la recherche forestière) sous-entendent que la décision à prendre collectivement implique des intérêts différents et divergents, donc une négociation. Et même entre scientifiques, qui pourraient sembler avoir uniquement des intérêts convergents, des négociations ont lieu, voire des conflits, notamment lors des choix méthodologiques.

« Les phytosociologues se bagarrent beaucoup entre eux donc c'est un peu difficile de gérer ça. [...] Ils ne sont jamais d'accord. La phytosociologie paysagère est une science récente donc il n'y a pas une méthodologie un peu calée, chacun a son interprétation, sa vision. » (entretien CarHAB, anonyme).

« On a des questions de base, qui auraient du être discutées plus en amont mais ça ne s'est pas fait parce que les petits comités mis en place n'étaient pas universel. Il n'y avait pas tous les gens qui méritaient d'avoir quelque chose à dire » (entretien CarHAB, chercheur).

Parfois les acteurs décrivent beaucoup plus explicitement ces négociations, en parlant de « négocier ». Par exemple de nombreux enquêtés nous ont décrit les groupes de travail sur les indicateurs de l'ONB comme des moments de négociation : *« Les acteurs négocient pour dire : « on n'est pas d'accord ou non sur votre conception de la biodiversité » »* (entretien, administration centrale en charge de la biodiversité).

« Quand on fait des indicateurs, comme les LR, on essaye de négocier pour aussi récupérer les données des experts. » (entretien LR, organisme d'expertise naturaliste national).

« Dans l'administration, une fois qu'on valide un document, il devient intemporel. On doit alors négocier chaque virgule. Et les acteurs bloquants ont alors la main : il y a une prime aux bloquants, sinon le texte ne sort pas. On aboutit donc à un accord à minima. »

(entretien général, administration centrale en charge de la biodiversité).

Pourtant, la plupart des acteurs rencontrés ont plutôt du mal à parler de l'aspect négocié des outils. Dans un contexte où le consensus et la négation du conflit dominant, il est difficile de parler de négociation notamment pour la gestion de l'environnement. Un impératif délibératif est omniprésent (Blondiaux et Sintomer (2002), cité par Granjou et Mauz, 2008) et fait que la négociation gêne par sa dimension adversative ou inversement par sa dimension collaborative. Il y a peu « *la recherche était dominée en France par des idéaux critiques, fondés sur le modèle des luttes, qui conduisaient aussi à rejeter la négociation, mais cette fois précisément pour sa part de collaboration, avec toutes les connotations négatives que comporte le terme pour ceux qui sont attachés à une lutte.* » (Mermet, 2014). Contrairement aux pays anglo-saxons, l'activité de négociation est peu valorisée en France et la recherche académique censée en rendre compte est donc peu favorisée (Bourque et Thuderoz, 2002). D'après A. Colson (2010) cette exception française se nourrirait de cinq types de critiques : les critiques républicaines (la négociation porterait en elle la négation des principes d'unité et d'égalité de tous devant la norme), souverainistes (« *la négociation ouvrirait la voie, face au monde extérieur et notamment à l'Union européenne, à des abandons successifs de parcelles de souveraineté nationale. Inséparable de la négociation serait le compromis, lui-même inséparable de la compromission et du renoncement – et la France ne saurait renoncer.* »), sociales (la négociation serait un nouvel emballage pour mieux prolonger un même vieux système de domination sociale), libérales (« *Ne craignant pas le paradoxe, une certaine droite française considère que le meilleur moyen d'avancer la libéralisation de l'économie consiste à l'imposer.* ») et esthétiques (chez certains acteurs domine une conception esthétique du pouvoir qui repose sur une valorisation romantique de la contestation et du rapport de forces, au détriment de la négociation et de la recherche du compromis).

Le fait de ne pas afficher clairement que la conception d'indicateurs est une négociation peut aussi faire partie de la négociation, c'est-à-dire du maintien d'un certain flou nécessaire pour négocier. C'est ce qu'a montré L. Mermet (2014) sur l'ambivalence et l'ambiguïté en négociation qui conduisent parfois à perdre l'analyste lui-même : « *Si la négociation semble si souvent se dérober (à l'observation, à l'analyse), c'est peut-être parce que quelque chose de fondamentalement évasif est inhérent aux méthodes de la négociation, inscrit dans la nature même de la négociation comme activité. Retenons aussi la mise en garde d'Ikle : dans le domaine de la négociation clarification et brouillage doivent marcher de conserve, c'est-à-dire, sans que l'un ne perde l'autre de vue, en restant dans un certain rapport.* » (Mermet, 2014).

Bien que la négociation puisse apparaître floue, il est nécessaire pour les AE de créer des outils qui inscrivent l'intention environnementale, qui assument la nature conflictuelle des enjeux, et qui ont la potentialité de s'articuler avec les enjeux des autres acteurs. L'outil sera donc le résultat de

négociations parce que les acteurs luttent pour des intérêts différents et divergents. L'enjeu pour les AE concepteurs d'IB est donc de participer au mieux à ces négociations et d'obtenir un résultat qui satisfasse leurs objectifs.

1.1.2 *Savoir identifier et préparer les négociations : apports de la recherche en négociation*

Les praticiens et chercheurs sur la négociation ont écrit de nombreux guides qui pourraient être utiles aux acteurs concepteurs d'indicateurs mais aussi aux chercheurs qui souhaitent lire la conception d'indicateurs comme une négociation (Raiffa, 1982 ; Fisher, Ury, 1987 ; Bourque, Thuderoz, 2002).

Repérer le contexte et les règles de la négociation

Le contexte est essentiel pour l'AE qui conçoit des indicateurs : de ce contexte dépendent les règles explicites ou implicites de la négociation. Par exemple dans le cas de l'IBP nous avons vu l'importance du contexte forestier français qui n'est actuellement pas réellement favorable aux ambitions environnementales ni aux injonctions venant des AE. Implicitement le contenu de l'indicateur a été cadré par ce contexte : les seuils et critères ont été choisis pour que l'outil ne soit ni trop ambitieux sur l'état de la biodiversité, ni trop sévère sur la production de bois. De plus, à cause du contexte, les porteurs de la négociation, c'est-à-dire les concepteurs de l'outil, ne pouvaient pas être des AE « classiques » comme des ONGE ou le ministère de l'écologie. Dans un tel contexte de refus d'ingérence par le monde forestier (cf. chapitre 5), l'indicateur ne pouvait être conçu que par des acteurs internes à la forêt privée : négocié d'abord en interne puis présenté à quelques personnes extérieures pour avoir leur soutien voire leur caution. La conception de l'indicateur a aussi bénéficié de la brève ouverture générale du milieu forestier vers le monde de la biodiversité en parallèle du Grenelle de l'environnement. Un tel outil n'aurait pas pu être développé avec cette ampleur sans le Grenelle et la Stratégie Nationale pour la Biodiversité. Le choix du bon moment pour négocier un indicateur et l'adaptation de la méthode à ce moment sont fondamentaux. R. Bourque et C. Thuderoz insistent sur la nécessité pour le négociateur d'identifier dans l'ensemble des éléments de contexte (l'environnement social, économique, technologique et politique; les circonstances particulières de lieu, de moment et de personnes impliquées dans une négociation), ce qui peut constituer des contraintes et des ressources pour les négociateurs (Dupont, 1994, cité par Bourque et Thuderoz, 2002). Reprenant les travaux de A. Strauss (1978), R. Bourque et C. Thuderoz rappellent que le contexte général et le contexte de négociation dépendent de nombreux facteurs : du nombre de négociateurs, de leur expérience respective et leur représentativité ; du rythme et la fréquence de leurs négociations ; des rapports de pouvoir manifestés en négociation ; de la nature des enjeux respectifs

des parties ; du caractère privé ou public de la négociation ; du nombre et de la complexité des questions négociées ; de la légitimité du découpage de ces questions ; des options permettant d'éviter ou de rejeter la négociation. Après avoir identifié le contexte, le négociateur doit aussi repérer les règles de négociations : les règles d'ouverture et de fermeture des négociations, les règles d'engagement, et les règles de coercition, de dissimulation et de persuasion (Strauss, 1978).

Ne pas négocier sur des rapports de force mais en fonction de ce que l'on veut obtenir

R. Fisher et W. Ury ont écrit un ouvrage de référence sur la négociation, « *getting to yes* » (1987) dans lequel ils proposent des stratégies pour obtenir un accord satisfaisant pour les deux parties, via ce qu'ils appellent la « *négociation raisonnée* ». « *Elle consiste à trancher les litiges « sur le fond » plutôt qu'à discuter interminablement des concessions que les parties en présence sont prêtes à consentir et de celles qu'elles refusent. Chaque fois que c'est possible, on s'attachera à rechercher les avantages mutuels, et, quand les intérêts seront manifestement opposés, on insistera pour que les questions soient tranchées au regard d'un ensemble de critères « justes », indépendants de la volonté des parties en présence.* » (Fisher, Ury, 1987). La plupart du temps, dans une négociation, chacune des parties en présence adopte une position, présente des arguments en sa faveur, puis fait des concessions afin de parvenir à un compromis. Pour R. Fisher et W. Ury une telle discussion sur des positions ne permet pas d'aboutir à accord judicieux. Assez rapidement de telles positions reposent sur des problèmes d'amour-propre, et le négociateur s'enferme dans sa position. Il devient difficile de concilier les intérêts des parties en présence. « *Tant que les gens croient que c'est une espèce de guerre de positions qui les sépare, ils s'évertuent à concilier des positions, ils pensent positions et discutent positions au risque bien souvent de bloquer la situation.[...] Une guerre de positions recouvre autant d'intérêts communs ou conciliables que d'intérêts antagoniques.* » (Fisher et Ury, 1987). Leur analyse repose sur l'idée qu'une négociation efficace doit faire un pas de côté par rapport aux rapports de force existants de manière à créer des marges de manœuvre. Leur méthode consiste à dire aux acteurs que, s'ils sont bloqués dans un jeu de force, il est possible d'adopter un cadre de réflexion spécifique pour faire bouger les lignes. Premièrement, ils doivent traiter séparément les questions de personnes et de différents. Les interactions entre les humains qui négocient ne s'arrêtent pas avec la fin des négociations. L'objectif est de maintenir la relation. Deuxièmement, il est nécessaire de se concentrer sur les intérêts en jeu. R. Fisher et W. Ury suggèrent plutôt de se décaler en discutant sur les besoins plutôt que sur les positions. Ce n'est pas la divergence de position qui fonde la négociation. Au contraire le négociateur devrait s'intéresser aux besoins, aux craintes, aux désirs et aux soucis des parties en présence. La méthode proposée à R. Fisher et W. Ury est de s'intéresser au « pourquoi », à se mettre à la place de l'adversaire et ensuite de se poser la question : « pourquoi pas » ? « *Quand on*

désire que la partie adverse modifie ses opinions, on a d'abord intérêt à les connaître ». Chacun doit alors aborder la question de ses préoccupations, sans que ces préoccupations ne soient nécessairement exprimées clairement. Troisièmement des solutions procurant un bénéfice mutuel doivent être imaginées. *« Pour inventer des solutions originales, il faudra : (1) dissocier l'invention et la décision ; (2) donner libre cours à son imagination pour découvrir les possibles au lieu de chercher une seule réponse ; (3) rechercher un bénéfice mutuel ; (4) aider l'adversaire à prendre sa décision. »* (Fisher et Ury, 1987). Enfin, quatrièmement, la négociation doit être fondée sur des critères objectifs, c'est-à-dire indépendants de la volonté des parties en présence.

L'IBP est un exemple d'indicateur utilisé pour négocier tacitement la prise en charge de la biodiversité par les forestiers en se décalant vis-à-vis de jeux de pouvoir qui bloquaient toute évolution. Bien que nous avons souligné que les acteurs ont des positionnements figés qu'ils cherchent à maintenir (AS) ou à voir évoluer (AE), l'IBP a permis de sortir d'une réflexion en terme de positionnements. Ses concepteurs ont anticipé les intérêts en jeu, notamment sur la conception de la biodiversité forestière que l'outil serait amené à porter. Ils ont trouvé un compromis entre différentes conceptions de la biodiversité et de son intégration dans la production de bois : avoir des critères et seuils exigeants sur la biodiversité potentielle tout en permettant une note maximale pour des forêts exploitées. Dans une négociation où les acteurs se connaissent bien comme dans le monde forestier, il est plus facile de comprendre que les positionnements affichés par les forestiers sont liés à leurs intérêts. C'est ce qu'annonce l'ONF pour l'IBP : un refus d'utiliser l'outil parce qu'il n'est pas dans son intérêt (Boulanger *et al.*, 2011). L'IBP a aussi été imaginé comme une solution qui permet de procurer un bénéfice mutuel aussi bien pour les AS que pour les AE : sensibiliser à la biodiversité forestière sans créer de contraintes. De plus, il est basé sur des critères objectifs, c'est-à-dire indépendants de la volonté des parties en présence : les facteurs et les seuils sont établis d'après des publications scientifiques et ne sont pas rediscutés. Les travaux de R. Fisher et W. Ury sont utiles pour relire *a posteriori* le succès de l'IBP et suivre le processus des négociations contenu dans la méthodologie de l'indicateur. La construction de l'indicateur est en elle-même une négociation implicite avec les différents acteurs. Elle a permis temporairement de dépasser un jeu de pouvoir bloqué en proposant une nouvelle solution procurant un bénéfice mutuel, basée sur une anticipation des intérêts en jeu et utilisant des critères objectifs.

Conclusion du 1.1

Concevoir un indicateur pour qu'il puisse intégrer un système d'action concret, c'est être en situation de négociation, c'est-à-dire prendre des décisions entre des parties interdépendantes, mais

dont les intérêts sont différents et divergents. L'acceptation de la situation de négociation par les acteurs est parfois difficile. En effet, nous avons constaté la réalité de cette dimension négociatoire et en même temps une difficulté à en parler avec les acteurs. Cette difficulté serait une « exception française » liée au fait que la négociation est mal vue dans la vie politique française (Colson, 2010), mais aussi au fait que ces indicateurs sont souvent conçus par des scientifiques pour qui les critères de références sont l'objectivité, la rigueur de la méthode, et la dimension partagée de la conception plus que les points de divergences en acteurs. Par ailleurs il est important qu'elle soit masquée pour donner du poids à l'outil : ne pas afficher les incertitudes et la négociation des faits en vue de mieux instituer l'outil (cf. chapitre 7). Pourtant nous avons aussi observé des cas où les acteurs sont conscients de cette dimension négociatoire. Par exemple, dans un système d'action bloqué où tous les acteurs sont lucides sur les jeux de pouvoir en place, la négociation se fait explicitement (exemple de l'IBP). Par contre dans d'autres situations, qui d'apparence semblent moins tendues, la conception est moins décrite comme une négociation (exemple de CarNET-B).

Les théories de la négociation peuvent être utiles à l'ensemble des acteurs concepteurs d'indicateurs pour concevoir un indicateur tout en prenant en compte le système d'action en place et des marges de manœuvre qu'il contraint ou favorise. Ces théories sont aussi utiles au chercheur qui souhaite avoir un cadre de lecture de l'influence de ce système d'action sur la conception des indicateurs.

1.2 La conception d'indicateurs est fondée sur des luttes de pouvoir

Les travaux analysant la négociation comme processus fondé sur des luttes de pouvoir rejoignent ceux de la sociologie des organisations et en particulier de M. Crozier et E. Friedberg. R. Bourque et C. Thuderoz expliquent ainsi que dans ces approches dites stratégiques, en sociologie des organisations, tout acteur s'inscrit dans des relations de dépendance avec les autres individus et dans des relations d'échange avec eux : « *Il tente ainsi, simultanément, de les influencer et de se soustraire à leur influence* » (Bourque et Thuderoz, 2002). E. Friedberg (1993) définit ainsi le pouvoir comme un « *échange négocié de comportements, structuré de telle sorte que tous les participants en retirent quelque chose, tout en permettant à quelqu'un (ou quelques uns) d'en retirer d'avantage que d'autres.* ». Avec cette approche stratégique, la négociation apparaît à la fois comme un mode légitime de structuration des jeux organisationnels et comme dépendante des règles du jeu en place.

« Ce que vise un conflit, ce qui se négocie pour le conclure, ce sont les futures positions de pouvoir de chacun.[...] Toute négociation porte sur un enjeu généralisé : le pouvoir. Et à son issue, chaque partie se prête à deux bilans : celui des gains et des concessions, celui des positions de pouvoir, gagnées ou perdues. La question du pouvoir en négociation est donc majeure. » (Bourque et Thuderoz, 2002).

Les sociologues des sciences ont eux aussi montré que les indicateurs sont négociés pour répondre et anticiper des luttes de pouvoir. L'exemple type d'indicateurs fondés par des luttes de pouvoir est les catégories socio-professionnelles. Ces classifications sont héritées sur des luttes du passé, des luttes de classes sociales. Elles sont des marqueurs mais aussi des inscriptions de ces luttes (Desrosières et L. Thévenot, 1988). A. Desrosières a généralisé ce résultat à travers de nombreux cas d'études sur la nomenclature (Desrosières, 1993) et plus particulièrement les catégories statistiques. Dans ses premiers écrits et jusqu'à la fin des années 2000, la statistique était ainsi perçue comme *« une arme au service de la démocratie, à la disposition des dominés, leur permettant de dénoncer privilèges et inégalités, de critiquer les politiques injustes. »* (Desrosières, 2014). Dans ses travaux les plus récents A. Desrosières a aussi montré que cette quantification rétroagit sur les acteurs et sur leurs comportements, rejoignant en cela les travaux de M. Foucault (2004), de T.M. Porter (1996), et de P. Lascoumes et P. Le Galès (2005). Les outils quantitatifs ne sont pas seulement des outils de preuve, utilisés par les scientifiques pour étayer leurs arguments, ou comme arme pour dénoncer des relations de pouvoir mais sont aussi des outils de coordination, ou de gouvernement, donc des outils pour modifier les jeux de pouvoir et plus particulièrement les rapports sociaux (Desrosières, 2014). Il démontre ainsi sur cinq indicateurs statistiques pour lesquels un débat a eu lieu (l'inflation, le chômage, la pauvreté, le produit intérieur brut, le climat), que le fait de quantifier et la manière de le faire, ont été impulsés, puis discutés et remis en cause, par des mouvements critiques liés à de nouvelles façons de penser les rapports sociaux.

B. Bernard (2007) a aussi observé combien les indicateurs sont soumis à des négociations fondées par des luttes de pouvoir et modifiant ces relations de pouvoir. L'émergence d'indicateurs, par exemple une densité de gibier, a marqué le passage d'un contexte de négociation à un autre : d'un contexte de huit clos initial où les ingénieurs forestiers n'ont pas leur mot à dire, à un contexte de négociation sylvicole où les chasseurs sont contraints de s'arranger entre eux sous le contrôle des ingénieurs forestiers. *« Si les lieux, les acteurs et les objets négociés (les plans de tirs) restent sensiblement les mêmes, le point de départ des discussions (la diminution des populations), les alliances dominantes (entre ingénieurs voisins), le sens des marchandages (dorénavant entre chasseurs) et leurs enjeux (de plans de tirs faibles en vue de capitaliser le gibier en commun à des plans de tirs élevés afin d'en priver les autres locataires de chasse) ont, par contre, fortement évolué. [...] Ainsi, à l'écart du bilatéralisme et du huis clos initiaux, les ingénieurs fédérés autour de l'indicateur de densité de gibier ont mis en place un contexte de négociations sylvicoles dans lequel les chasseurs sont contraints d'évoluer. »* (Bernard, 2007).

Dans nos travaux nous avons appelé ce type d'utilisation des indicateurs des stratégies de positionnement (Chapitre 6). Tout en étant ancré dans des jeux de pouvoir déjà à l'œuvre, les AE

négoient les indicateurs car ceux-ci vont leur permettre de changer leur positionnement dans le système d'action futur, pour avoir plus de pouvoir et indirectement atteindre leurs autres objectifs (les forestiers chez B. Bernard voudraient par exemple que la densité de gibier diminue). Ainsi dans le cas de l'IBP le ministère de l'écologie cherchait à devenir un interlocuteur privilégié auprès de la forêt privée, pour pouvoir par la suite exiger plus d'action des forestiers pour préserver la biodiversité. En parallèle ils avaient aussi pour objectif de soutenir les acteurs qui ont une intention de changement au sein de la forêt privée et de leur donner plus de pouvoir dans des négociations futures. CarHAB est un autre exemple parmi nos cas d'étude où les négociations de l'indicateur sont fondées sur des luttes de pouvoir. Les phytosociologues, en partie relégués hors des universités ces dernières années, sans financement et avec peu de nouveaux phytosociologues formés (entretiens), se sont saisis de l'opportunité de CarHAB pour négocier de nouvelles relations de pouvoir dans lesquelles la phytosociologie et surtout les phytosociologues deviennent indispensables pour toutes les études de la végétation, des habitats mais aussi des paysages.

Conclusion de la section 1.2

Nos résultats confortent la littérature existante : les luttes de pouvoir influencent la négociation des indicateurs et les indicateurs sont une manière pour les acteurs de modifier ces relations de pouvoir et d'instituer de nouvelles règles de négociation à partir de ces relations de pouvoir. C'est une des raisons pour lesquelles nous avons observé autant de stratégies de positionnement chez les acteurs (cf. chapitre 6).

La négociation est une manière à la fois de décrire de manière précise comment les jeux de pouvoir pèsent sur les acteurs en situation, sur la mise en place des indicateurs, et d'apporter une réflexion sur la manière de faire bouger les lignes. Mettre la loupe sur ces outils de négociation, c'est à la fois pouvoir montrer comment chaque indicateur pèse dans le jeu de pouvoir et avoir accès à toute une série de ressources réflexives, de concepts, de stratégies pour faire bouger les lignes. L'opérateur, par exemple un AE, est à l'intérieur de la négociation, il subit les jeux de force et en même temps il essaye de les faire bouger.

1.3 La conception d'indicateurs est aussi basée sur l'anticipation du système d'action futur

Les approches que nous venons de discuter choisissent pour la plupart d'observer les négociations en regardant de manière équivalente tous les protagonistes. « *Les indicateurs et les classifications sont tout à la fois des contraintes et des ressources qui, par leur existence même, changent*

le monde. » (Desrosières, 2014). Nous allons maintenant réintroduire la perspective stratégique, et regarder la négociation depuis le point de vue des AE. Ils choisissent d'utiliser des indicateurs pour modifier les relations de pouvoir (section 1.2) mais aussi l'ensemble du système d'action. Lors de la conception des indicateurs, les AE cherchent à anticiper les évolutions du système d'action où sont noués ensemble des éléments et des relations multiples, qui ressortent aussi bien d'une qualification sociale (des acteurs, des règles, des enjeux) qu'écologique (des animaux, des plantes, des milieux, etc.) (Mermet et al. 2005). En effet, les indicateurs contribuent à modifier le système d'action mais il est nécessaire pour les AE d'identifier quels éléments et relations pourraient changer et comment les indicateurs pourraient contribuer à en stabiliser certains ou à en modifier d'autres. Lorsque des indicateurs sont négociés, il ne s'agit pas uniquement de négocier des relations de pouvoir mais aussi des conceptions dominantes de la biodiversité, des acteurs inclus ou exclus de ce système d'action, et des règles de gestion qui pourront être mises en place.

1.3.1 Négociation de nouvelles conceptions de la biodiversité : l'objet écologique de ce système d'action futur

Certes des luttes de pouvoir s'observent et se négocient lors de la conception des indicateurs, mais d'autres enjeux d'action sont aussi négociés lors de la conception d'indicateurs. Dans nos études de cas la négociation des indicateurs était souvent sous-tendue par une négociation sur la conception de la biodiversité sous-jacente à ces indicateurs et l'éventuelle mise à l'agenda de nouveaux objets écologiques. Les acteurs sont conscients d'un éventuel effet de rétroaction des indicateurs (Desrosières, 2014) et cherchent à anticiper ces nouvelles conceptions qui peuvent conduire à une modification du système d'action (de nouvelles politiques publiques par exemple).

Dans le cas des listes rouges, les négociations pour faire accepter l'outil ont conduit à la reconnaissance de l'objet « espèce menacée » et de son importance pour la conservation de la biodiversité (cf. chapitre 3). Désormais beaucoup de politiques de conservation sont basées sur ce concept d'espèces menacées et une partie de l'évaluation de l'efficacité de l'action publique se fait au regard de l'état de ces espèces. Les LR ont contribué à modifier le système d'action pour que la biodiversité soit comprise comme « les espèces menacées » même si aujourd'hui d'autres travaux mettent en avant des conceptions différentes de la biodiversité (par exemple l'approche écosystémique). Dans le cas de l'IBP, l'intérêt de l'indicateur a aussi été fortement débattu à cause de la conception de la biodiversité qu'il pouvait faire passer : sur l'image qu'il apporte de la compatibilité entre production de bois et préservation de la biodiversité, notamment via la question du vieux bois. Les mêmes discussions tendues ont eu lieu à l'Observatoire national de la biodiversité lors du choix d'un indicateur portant sur la biodiversité forestière (avec à peu près les mêmes acteurs que pour l'IBP). En milieu agricole, la diversité génétique des plantes cultivées a aussi fait débat. Un premier

indicateur sur la diversité génétique au champ de blé à été rejeté parce qu'il laissait sous entendre que la biodiversité n'existait que dans les champs alors que certains acteurs souhaitaient mettre en avant d'autres formes de biodiversité et notamment la possibilité de conserver la diversité dans des banques de gènes (entretiens).

« Baser l'indicateur de biodiversité en forêt sur le bois mort a créé des problèmes, parce que ça a fait ressortir la forêt comme essentiellement un endroit où on doit faire de la gestion conservatrice consistant à produire plus de gros bois ou plus de bois morts. Ça fait des problèmes avec l'ONF, et même au sein de la sous direction de la forêt. » (entretien IBP, anonyme).

« Pour les forêts, on est partis sur les sols mais il n'y avait pas de données, donc on a choisi le bois mort et le très gros bois : tout ce qui indique la vieillesse des arbres (tout ce qui normalement est supprimé par l'action de l'homme, et qui correspond à 80% du cycle). En quatre heures tout le monde a été d'accord, puis ils sont rentrés chez eux et ont commencé à se poser des questions : les forestiers parce qu'ils veulent produire du bois, la société parce qu'elle veut aussi produire du bois pour la transition énergétique, etc. Il y a eu un retour de flamme des producteurs de l'indicateur. » (entretien général à propos de l'ONB, anonyme).

M. Lehtonen et ses collaborateurs ont travaillé sur les différentes formes d'influences politiques des indicateurs⁶³. Ils ont montré qu'un indicateur peut être utilisé mais ne pas avoir d'influence et inversement avoir de l'influence sans être utilisé (Gudmundsson, Sørensen, 2013). Parmi les différentes influences possibles, ils ont ainsi constaté que les indicateurs peuvent avoir une influence conceptuelle (Lehtonen, 2013). C'est aussi ce qu'ont étudié certains sociologues des sciences et les politologues en travaillant sur la notion « d'inscription ». Pour illustrer cette idée P. Lascoumes et P. Le Galès présentent le travail de C. Bayet et J. P. Le Bourhis (2002) sur les stratégies d'écriture du risque inondation et les mécanismes d'inscription au niveau local, liés à l'établissement des cartes et de leur tracé. *« Ils reprennent de la sociologie des sciences la notion d' « inscription ». Ils montrent en effet que le changement de politique intervenu dans les années 1994-1995, lorsque l'État reprend initiative de « dire le risque » sur des bases plus exigeantes, a suscité de multiples réactions des acteurs locaux qui se sont traduites par des négociations complexes ayant un effet direct sur le choix des tracés des zones inondables. La cartographie à réaliser comme préalable à l'information du public et aux limitations dans l'aménagement a cependant permis une meilleure objectivation que tous les plans de prévention adoptés jusque-là. »*. Cependant, la plupart de ces travaux sur l'influence conceptuelle et « l'inscription » ont peu cherché à décrire et expliquer la prise de conscience par les acteurs de cette capacité d'influence conceptuelle et les stratégies qu'ils développent pour que la conception portée par les indicateurs soit conforme à leurs intérêts.

Pour conclure, nous retrouvons la négociation sur les intérêts en jeu conseillée par R. Fisher et

63 <http://www.point-eufp7.info>

W. Ury : une négociation sur les conceptions de la biodiversité qui n'est pas seulement idéologique mais aussi stratégique parce qu'elle va laisser plus ou moins de marge de manœuvres aux acteurs dans le système d'action futur. Elle va influencer l'identification des acteurs concernés par ce système d'action futur (désigner des responsables) mais aussi des règles de gestion, comme nous allons le voir dans la section suivante.

1.3.2 Négocier un système de responsabilités : les acteurs de ce système d'action futur

Un indicateur désigne des responsables de la gestion et donc les futurs participants au système d'action

À chaque groupe de travail sur les indicateurs de l'Observatoire national de la biodiversité (ONB) les protagonistes ont négocié sur les conceptions de la biodiversité et les responsabilités potentielles des différents acteurs contenues dans les indicateurs. C'est toute l'ambiguïté de l'ONB et de ses indicateurs. L'utilisation qui sera faite des indicateurs n'est pas explicitée mais les acteurs préfèrent l'anticiper au cas où elle puisse conduire à plus de contraintes sur leurs activités. Les indicateurs sont négociés de manière à ne pas trop montrer les aspects négatifs et les responsabilités des acteurs tout en essayant de montrer ce qui est à améliorer, quelle nouvelle conception de la biodiversité sera utile dans le système d'action futur. La question de la représentation des indicateurs et de la perception que peut en avoir le public sont au cœur des réflexions des acteurs. En particulier il peut y avoir des négociations difficiles si les indicateurs sont présentés d'une manière qui laisse à penser que certains acteurs sont coupables, que ce soit pour l'État, pour les agriculteurs ou pour les gestionnaires. À travers un indicateur transparaissent des conceptions de la biodiversité, des objectifs à atteindre pour sa préservation, mais aussi d'éventuels coupables.

« L'indicateur doit être positif, si il est fâcheux, il est mal vécu. Il ne faut pas faire d'indicateurs pour trouver des coupables. » (entretien LR, administration territoriale en charge de la biodiversité).

Négocier simultanément l'information et la responsabilité d'acteurs

L. Mermet et G. Barnaud (1997) ont constaté que l'indicateur était le résultat d'une double négociation : d'un système d'informations et d'un système de responsabilités. Ils montrent qu'il existe différentes manières d'aborder cette double négociation à travers deux exemples de cartographies de zones humides (cf. chapitre 2). Lorsque les acteurs se sont rendus compte que le système d'information avait des conséquences sur leurs activités, ils ont cherché non à remettre en question la politique qui les contraignait mais les bases de construction du système d'information. Les AS anticipent ces nouvelles responsabilités que pourrait suggérer l'indicateur. Chez les AE aussi cette

question du système de responsabilité est cruciale : l'indicateur peut tout autant les engager que les désengager dans le système d'action futur.

Le processus de double négociation du système d'informations et du système de responsabilités est fondamental pour anticiper quels seront les acteurs dans le système et lesquels en seront exclus. Pour cela, les acteurs cherchent à mettre en œuvre un certain nombre d'étapes pour faire reconnaître la stabilité du système d'informations et éviter de le rediscuter une fois qu'il est plutôt favorable pour l'action en faveur environnement (cf. Chapitre 7). Anticiper une renégociation du futur système de responsabilités c'est aussi le stabiliser en ayant des critères incontestables, *« que les critères de caractérisation et de délimitation proposés soient à la fois sans ambiguïté et difficiles à contester.- c'est-à-dire qu'ils portent en eux-mêmes une légitimité qui les mette à l'abri des remises en causes. Faute de quoi les fragilités méthodologiques du système seront exploitées énergiquement par les adversaires de la mise en place d'un système de gestion des zones humides. »*. Cette renégociation a été observée par L. Mermet et G. Barnaud dans le cas d'étude sur les zones humides (chapitre 2). *« À mesure que se précisaient les contraintes réglementaires imposées aux projets portant sur des zones humides, des acteurs puissants se sont mobilisés pour obtenir leur relâchement. [...] Plutôt que de s'attaquer de front au principe de la protection des zones humides, ces groupes de pression se sont employés à saper le système utilisé pour les caractériser. »*. Le principe même de fonder des obligations directement sur la qualification d'un terrain comme zone humide fait porter une pression considérable sur la détermination de ce caractère mixte, sur des critères sociopolitiques et scientifiques. Dans ce modèle la double négociation d'un système d'information et d'un système de responsabilité se fait de manière simultanée. En revanche, dans CarHAB la négociation du système d'information est déconnectée du système de responsabilité ce qui pourra poser des difficultés lors d'une reconnexion notamment parce qu'une cartographie désigne directement des espaces donc des propriétaires qui en sont gestionnaires et responsables. Avec les LR, la reconnexion pose moins de problèmes d'acceptation puisque le lien entre chaque espèce et chaque responsable est plus indirect. Il est parfois fait en indiquant des « pourcentages d'espèces menacées par milieu » qui conduisent effectivement à montrer des déclin en zones agricoles ou forestières mais de manière encore suffisamment déconnectée d'un système de responsabilité pour que nous n'observions pas de stratégie des AS pour bloquer le système d'information comme dans le cas des zones humides.

1.3.3 Négocier de nouvelles règles de décision dans ce système d'action futur

J.-D. Reynaud (1989) a mis l'accent sur le cadre et les produits de l'action collective de la négociation : toute négociation obéit à des règles mais permet aussi de renouveler les règles, résultat de cette confrontation entre acteurs. La négociation permet alors de fonder de nouvelles règles : plus

que de choisir entre deux solutions antagonistes, il s'agit d'inventer une nouvelle solution, de nouvelles règles du jeu.

« L'enjeu des relations de pouvoir n'est pas seulement que l'on influence, maîtrise, contrôle les décisions de l'autre. Il est, pour le contrôleur d'établir les règles du système, pour les contrôlés de les modifier ou de les aménager, ou de leur en substituer d'autres. [...] L'enjeu n'est pas seulement le pouvoir, c'est la règle ou la capacité de créer et d'imaginer des règles, l'activité de régulation. Les rapports de pouvoir sont aussi des rapports de régulation. » (Reynaud, 1995)

Par exemple l'institution des LR comme référence d'action, et plus particulièrement des espèces menacées renouvelle aujourd'hui les règles existantes. Elles sont par exemple utilisées par l'autorité environnementale pour donner un avis sur les projets d'aménagement en permettant une nouvelle interprétation de la réglementation sur les espèces protégées, et sur les mesures de préservation des espèces à mettre en place. Les aménageurs mais aussi les gestionnaires d'espaces protégés ou les bureaux d'études se dotent de nouveaux outils et de nouvelles règles de décision basées sur ces espèces menacées. Les espèces protégées ne sont plus les seules pour lesquelles il est possible d'agir, même si nous avons vu qu'elles restent prioritaires.

Dans CarNET-B aussi certains acteurs ont négocié pour que l'outil proposé ne prenne pas en compte seulement les espèces protégées, c'est-à-dire celles qui donnent lieu à une demande de dérogation (les espèces « CNPN ») mais aussi d'autres espèces. D'autres espèces réglementées mais aussi les espèces menacées sur listes rouges ont alors été incluses dans la méthodologie. Pour les AE, l'idée était de pousser les aménageurs à prendre en compte plus d'espèces dans leurs décisions d'aménagement. Certains aménageurs avaient aussi l'espoir que ces listes plus complètes d'espèces pourraient permettre d'anticiper les évolutions futures des listes d'espèces protégées. Les AE ont négocié la méthode de construction de l'outil en espérant pouvoir amorcer de nouvelles pratiques et de nouvelles règles de décisions dans un futur système d'action. Pourtant les acteurs aménageurs auprès de qui l'outil a été testé ne se projettent pas dans ce nouveau système d'action et évaluent l'outil vis-à-vis de leurs besoins actuels : les espèces protégées (cf. chapitre 4).

Les acteurs peuvent parfois négocier directement les règles, par exemple négocier une nouvelle politique publique (exemple de la loi « biodiversité » en cours de discussion). Mais ils peuvent aussi se servir du fait qu'une négociation indirecte peut créer du précédent et de fait installer la règle. Les indicateurs permettent d'être dans cette deuxième situation : éviter une négociation directe du système d'action dans un contexte où les AE ne sont pas en position de force pour cette négociation (chapitre 6). Une telle stratégie permet de négocier indirectement les nouvelles règles en négociant les indicateurs. Même si les acteurs ne sont pas dupes et sont conscients qu'ils sont entrain de négocier ces nouvelles règles, cela permet de déplacer les

discussions depuis des positions vers des intérêts en jeux, des nouvelles solutions, et à partir de critères objectifs comme préconisé par W. Fisher et R. Ury (section 1.1).

Conclusion de la section 1

Dans cette section nous avons voulu montrer l'intérêt pour les chercheurs d'analyser les conceptions d'indicateurs comme des situations de négociation (section 1.1), mais aussi pour les acteurs de se préparer à ces phases de conceptions comme à des situations de négociation. Il y a négociation parce que les acteurs cherchent non seulement à modifier des relations de pouvoir (section 1.2) mais aussi à modifier l'ensemble du système d'action à l'œuvre et à anticiper un futur système d'action (section 1.3), comme l'a relevé B. Bernard :

« Dire que la gestion est négociée, c'est constater tout d'abord que la mise en place des choix et décisions de gestion donne lieu à des interactions et des discussions entre acteurs, développant des points de vue différents et parfois difficilement conciliables. C'est aussi soutenir que les solutions ne peuvent sortir que de ces interrelations. C'est enfin, et surtout, mettre au premier plan les notions de transformation et de compromis. Négocier des choix de gestion signifie donc presque toujours en modifier le contenu, chaque gestionnaire tenant compte des attentes et des jugements des titulaires. »
(Bernard, 2007).

« Anticiper » de nouveaux systèmes d'action ne sert pas seulement à se préparer à ce qui va arriver (par exemple des acteurs qui peuvent essayer d'alléger les contraintes environnementales), mais aussi à se préparer à l'idée qu'il va falloir se battre pour obtenir ce nouveau système d'action et notamment s'équiper d'armes stratégiques pour cela. La négociation de l'indicateur constitue déjà une position dans l'action future : les relations de pouvoirs, les objets écologiques à gérer, les acteurs présents et les règles de décision. Enfin, concevoir un indicateur est une manière de ne pas négocier directement le système d'action futur, mais de négocier un outil qui va influencer ce système d'action futur et l'envoyer dans une direction ou dans une autre. L'indicateur permet de se projeter dans quelque chose de susceptible d'exister, de se situer dans le présent par rapport à des souhaits, et des positions futures, sans connexion directe avec ce système d'action.

2 Modifier les configurations de composition dans les systèmes d'actions grâce aux indicateurs

Dans la section précédente nous avons considéré qu'il y a négociation si des intérêts différents et divergents sont présents. Si les intérêts sont différents sans aucune divergence, il n'y a pas nécessairement de raison de négocier. Les acteurs peuvent régler leur problème en coopération pure par exemple. Ainsi, la négociation se distingue de la coopération par l'existence d'une part de

divergence dans les intérêts. Cette divergence change la manière dont les acteurs interagissent entre eux. La négociation n'est qu'un des modes sur lesquels les acteurs peuvent composer avec les autres, il peut y avoir d'autres modes d'interaction entre les acteurs, comme l'expliquent L. Mermet et M. Lehtonen :

« More specific to the ESIs, and beyond the issues of energy sector and UK specificities addressed above, an institutionalist-interpretive perspective raises a further question concerning the ambiguous role of consensus and conflict in indicator work. Consensus-seeking may well be essential in attempts to achieve 'intended use by intended users', yet the conflicts encountered in, and reinforced by, ESI work appeared as among the most powerful potential sources of influence. An exclusive search for consensus would probably have suppressed disagreements and concealed power asymmetries, thereby compromising the potential for social learning. Further research could usefully seek to analyse the respective roles of consensus and conflict at different stages and contexts of indicator 'life-cycles'. » (Lehtonen, 2013).

« Il ne faut pas perdre de vue que la négociation n'est jamais le seul mode de traitement de l'interdépendance dans un processus de décision ou un système d'action complexe. Elle s'articule toujours, à des degrés et sous des formes diverses, avec des moments ou un potentiel de coopération, d'affrontement, ou d'arbitrage par des tiers ou de stratégie d'évitement (Fisher et Ury, 1982 ; Dupont, 1994 ; Mermet, 2009). Quelle que soit la manière dont on conçoit cette articulation, dans toute négociation les potentialités offertes par les autres modes possibles de résolution de l'interdépendance exercent une influence majeure sur les positions, les stratégies et les résultats. » (Mermet, 2012).

La manière dont les acteurs travaillent ensemble est un aspect fondamental dans l'étude de la conception des indicateurs et des stratégies des acteurs. Pour anticiper un nouveau système d'action (cf. section 1), la question n'est pas uniquement d'être ensemble, mais de savoir comment l'être, c'est-à-dire avec quelles modalités. Les acteurs ont en permanence plusieurs options et les indicateurs peuvent contribuer à modifier ces différentes manières d'être ensemble. Pour étudier ces différentes modalités, nous réutilisons une proposition de L. Mermet (2010) sur les « configurations de composition », que nous alimentons aussi d'un vocabulaire plus spécifique à nos cas. Ce modèle nous sert d'illustration de l'apport des travaux sur la négociation par rapport à notre problématique de recherche, mais est aussi utile pour des acteurs ayant une préoccupation environnementale et qui se demandent comment un indicateur peut contribuer à modifier le système d'action en modifiant les relations entre acteurs.

2.1 Configurations de composition : décider de la manière de composer avec d'autres acteurs

Dans les définitions classiques, la négociation est le plus souvent présentée comme un mode de décision (cf. section 1). Or les acteurs qui négocient un indicateur ne cherchent pas uniquement à se

mettre d'accord sur un outil mais aussi et avant tout à modifier un système d'action. Du point de vue de l'acteur la négociation n'est souvent qu'un moment dans une ligne d'action plus longue et qui lui est propre. L. Mermet propose de considérer la négociation comme une opération de composition. « *Ainsi l'on ne prend pas seulement en compte sa capacité à décider, mais aussi plus largement les différents types d'opérations organisationnelles qu'elle peut accomplir.* ». L'autre avantage que soulève L. Mermet (2010) à considérer la négociation comme un mode de composition, est de permettre de retrouver les alternatives classiques à la négociation : l'affrontement conflictuel, l'évitement de l'adversaire, le recours à un arbitre tiers, etc. L. Mermet insiste sur deux choix fondamentaux que doit faire l'acteur pour composer avec d'autres acteurs (tableau 16) : le caractère direct ou indirect de l'interaction, et le guidage de cette interaction (se guider en se référant aux divergences qu'il perçoit entre les acteurs, au contraire sur les convergence ou adopter un guidage ambivalent à la fois sur les convergences et les divergences).

Tableau 16: les configurations de composition, tableau issu de L. Mermet (2010).

	Interaction guidée sur les divergences <i>modèle Adversatif</i>	Interaction à guidage ambivalent (divergences et convergences) <i>Modèle « Négociatif »</i>	Interaction guidée sur les convergences <i>« Modèle Coopératif »</i>
Évitement de l'interaction entre acteurs	Concurrence, affrontement tacite	Négociation tacite, ajustements	Coopération objective
Interactions directes entre acteurs	Affrontement	Négociation	Coopération
Interactions via un tiers acteur	Procès, recours	Médiation	Coordination par un leader

La configuration de composition est l'ensemble des modes de composition toujours présents au moins de manière virtuelle dans une situation, même s'ils ne sont pas tous toujours activés. Par exemple, pour les acteurs, il est possible d'être toujours en coopération mais en fait en arrière pensée de temps en temps de se demander si cela serait possible d'interagir autrement. La configuration de composition (sous entendue « générale ») est l'idée qu'on ne peut pas penser la négociation ou la coopération ou le conflit sans penser en même temps les autres modalités qui peuvent être présentes en parallèle (tableau 16). Une situation de composition est alors une situation dans lesquelles les acteurs sont en interdépendance avec les autres. Dans cette situation les acteurs doivent composer avec les autres, par exemple dans le cas d'un projet de déviation routière les acteurs de la biodiversité vont devoir composer avec les riverains, les aménageurs, etc. Et leur préoccupation est de savoir sur quel mode ils vont pouvoir composer. La réponse se trouve dans la configuration de composition

particulière (propre à la situation) qui donne l'ensemble des modes possibles pour un acteur donné, à un moment donné. À l'intérieur de cette configuration particulière, ils activent un ou plusieurs modes à des moments d'action différents. L. Mermet montre que le choix du mode de composition est étroitement lié aux perspectives concrètes d'agencement que les acteurs s'efforcent d'obtenir (Mermet, 2009). Le processus n'est pas séparable de la substance des accords.

La configuration de composition particulière est constituée de tous les modes à l'état latent et potentiellement activables dans une situation donnée. Même dans une situation particulière la question se pose de savoir ce qui se passerait dans les autres modes. Par exemple dans les relations entre les AE et les acteurs aménageurs, les modes potentiels de composition sont différents de ceux qui pourraient exister entre les AE et les acteurs forestiers. Dans chaque situation particulière tous les modes sont potentiellement activables. Ils sont en arrière plan du raisonnement stratégique, par exemple quand un acteur se dit « je ne vais pas aller à la confrontation parce que sinon ça va être la guerre, et vu le rapport de force je risquerai de perdre », comme dans le cas des AE que nous avons rencontrés dans le cas de l'IBP. Face aux forestiers ils évitent les interactions directes, c'est-à-dire les affrontements. Dans le cas des aménageurs, les AE peuvent interagir de manière indirecte via le recours à l'État ou aux tribunaux mais aussi interagir plus directement, via l'affrontement. Des conflits peuvent très bien ne jamais arriver mais ce n'est pas pour autant qu'ils ne rentrent pas dans le raisonnement stratégique des acteurs. Dans beaucoup de situations le passage d'un mode à l'autre se fait très rapidement et le mode dans lequel les acteurs disent être n'est pas toujours le vrai.

2.2 Lire une étude de cas par les configurations de composition : exemple de l'IBP

Pour notre analyse, cette grille est une illustration de l'intérêt des travaux sur la négociation pour préparer la conception d'indicateurs et l'analyser *a posteriori*. Elle permet de nous interroger sur la configuration de composition particulière en place initialement et suite à l'arrivée de l'outil. Certains outils permettent aux AE d'activer des modes qui ne le sont pas au départ. De plus, ce n'est pas parce qu'un indicateur est créé à partir d'un mode donné que ceux qui le conçoivent ne savent pas que l'indicateur a un potentiel d'usage dans les différents modes de composition. Par exemple l'indicateur est négocié mais après il va servir en justice ou dans les conflits politiques (cf section précédente). Reprenons l'exemple de l'IBP pour souligner l'intérêt de cette grille.

Situation initiale

Dans le chapitre 5 nous avons constaté que le monde forestier est fermée, voire tendue. La question de la préservation de la biodiversité est prise au sérieux mais aussi parfois évitée parce qu'il

est difficile de concilier simultanément des enjeux de production de bois et de préservation de la biodiversité. Les forestiers à la tête des différentes instances sont réfractaires à toute contrainte qui les empêcherait de produire potentiellement plus tout en étant conscients de la nécessité de préserver la biodiversité. Après une période d'affrontements durs entre AE et forestiers, aujourd'hui face aux divergences en place la tendance est plutôt à l'évitement entre les différents acteurs. Le milieu forestier est dominé par les forestiers et l'enjeu de production de bois (hormis dans les quelques espaces dédiés à la préservation et chez les forestiers privés ne gérant pas leur forêt dans un objectif économique). Les AE n'ont quasiment pas de marge de manœuvre et d'écoute par les forestiers. Par exemple, le Ministère en charge de l'écologie considère que sa force de frappe est faible, qu'il ne peut rien imposer aux forestiers. Sa seule ressource est de favoriser l'engagement volontaire via des appels à projets. Le Ministère de l'agriculture se positionne plutôt sur des enjeux de production de bois au côté des forestiers. Ils portent des enjeux convergents donc sont plutôt dans la coopération objective. Les ONGE adoptent des modes de composition différents vis-à-vis des forestiers. Certaines essayent de s'opposer fortement et de promouvoir des modèles de gestion incluant du contrôle (modèle adversatif) mais pour l'instant elles ont du mal à faire changer les rapports de force et la prise en compte de la biodiversité par les forestiers. Face à ce constat d'autres ONGE ont tenté d'interagir sur un mode plus coopératif. Elles ont par exemple choisi de s'insérer dans les différentes instances de discussion sur la forêt pour y faire passer leurs idées et tenter d'influencer le système d'action depuis l'intérieur. Les acteurs rencontrés sont conscients de la faible efficacité de cette stratégie pour faire changer la situation de gestion de la biodiversité forestière et de la faible marge de manœuvre des AE. La configuration de composition particulière initiale est dominée par un mode activé : l'affrontement tacite. Après quelques décennies d'affrontement direct, l'évitement des interactions entre AE et AS est généralisé. Les seules interactions sont ponctuelles, entre quelques acteurs, et sur des sujets bien délimités.

Intentions des acteurs avec l'IBP

C'est au sein de la forêt privée que les AE vont finalement trouver des alliés, parmi les AE internes. Ces AE internes sont aussi confrontés à une difficulté pour interagir avec le reste des acteurs de la forêt sur la question de la préservation de la biodiversité, notamment auprès de leurs dirigeants. La conception de l'IBP va leur permettre de changer la donne : entrer en interaction avec les dirigeants à partir d'un projet précis, mais aussi avec des acteurs d'environnement externes. L'IBP permet d'activer de nouveaux modes de compositions basés sur les points de convergence (sur un outil qui permet de parler de biodiversité à des acteurs producteurs de bois sans paraître trop divergent). Or les AE externes cherchent aussi des points d'entrée dans le monde forestier. Face à une situation initiale d'évitement des interactions ils essayent de coopérer sans interagir directement, sur quelques enjeux

parmi les plus acceptables par les forestiers (non contraignant, compatible avec la production de bois...). L'IBP permet aux AE internes et externes de se retrouver sur le même mode de composition souhaité : la coopération objective. Les AS acceptent aussi l'indicateur car il a l'intérêt de ne pas nécessiter d'AE pour faire changer les pratiques de gestion : il permet de sensibiliser les forestiers tout en pouvant se passer des AE, donc de ne pas trop changer le système d'action en place en continuant à éviter les interactions directes. En permettant d'activer le mode de la coopération objective, l'IBP a pu être accepté par la plupart des acteurs.

Contribution de l'IBP : ouvrir des brèches vers une nouvelle configuration de composition particulière

Ce mode de la coopération objective activé a un peu modifié la configuration de composition particulière en place. L'IBP a contribué à ouvrir une brèche pour les AE externes et internes, et de commencer à entrer en discussion plus directement. Certaines ONGE essayent de construire d'autres outils comme l'indice de naturalité pour interagir encore plus directement. L'outil devient un prétexte pour les AE externes, administratifs et associatifs, pour entrer en interaction avec les forestiers privés. En revanche, les AS ont pris conscience de ces évolutions et certains essayent d'éviter que l'outil ne les conduise à trop d'interactions directes ou via un leader (que serait le ministère de l'écologie). Ces acteurs se sont opposés dès le début à un développement trop important de l'IBP ou s'y mettent progressivement. Ils sont réfractaires à une trop grande évolution de la situation initiale (chapitre 5).

Pour conclure, l'IBP a permis de modifier une situation initiale où le mode de composition principal activé était l'affrontement tacite pour aller vers plus de coopération objective. Aujourd'hui les différents acteurs semblent remettre en question cette stratégie. Certains tentent de persévérer et de profiter de la brèche pour interagir plus directement, d'autres de la refermer. Toutefois, l'effet de l'IBP est à nuancer. Il n'a pas permis à lui seul de modifier complètement la situation de composition : le contexte d'action était aussi favorable à cette ouverture notamment à la suite du Grenelle de l'environnement. Aujourd'hui les évolutions de la situation particulière observées ne sont pas dues uniquement à l'IBP. Le recul des forestiers est assez général (nécessités économiques, encouragements à produire plus de bois, loi d'avenir sur la forêt...), et inversement certains AE ont tendance à re-durcir leurs positions (cf. fin du chapitre 5).

2.3 Apports de cette grille d'analyse des systèmes d'action

Pour les acteurs cette grille des configurations de composition peut permettre de se rendre compte qu'ils font des choix ou subissent des choix qui les positionnent sur deux plans de

composition : le type d'interaction et le guidage de ces interactions. Pour notre travail de recherche cette grille va nous permettre maintenant d'apporter des éléments d'éclairage un peu transversaux sur les indicateurs et les stratégies potentielles des AE pour modifier la manière dont ils peuvent interagir avec les autres acteurs.

2.3.1 Dépendance des modes de compositions privilégiés à la configuration de composition initiale

À travers ces études de cas nous avons vu l'importance de la configuration de composition initiale qui contraint les modes de compositions activés mais qui en permet potentiellement d'autres. Par exemple dans le cas de l'IBP les acteurs n'arrivent pas à passer du conflit à la négociation, ils choisissent alors de tenter d'agir via la coopération.

Même si les frontières entre les différents modes sont plutôt floues, cette grille permet de mettre en évidence la discontinuité existante entre les différents modes de composition : les difficultés pour passer d'un mode à l'autre dans certaines situations. Toutefois il est aussi possible de jouer en même temps sur plusieurs modes (par exemple être en même temps engagé dans un conflit et une négociation) et les différents acteurs peuvent choisir des modes de compositions différents (par exemple négocier avec un acteur et coopérer avec un autre). Pour analyser la modification du système d'action, il est nécessaire de prendre en compte l'ensemble de la situation de composition et la recomposition impulsée par l'action stratégique (dans laquelle s'intègre l'indicateur).

«Les multiples négociations qui se trament sont prises dans un cours d'action où l'on ne peut les comprendre que prises avec l'ensemble de la situation et du processus de (re)composition impulsé par l'action stratégique, ;et réciproquement, être attentif à l'ensemble de la configuration de composition favorise le repérage de moments et de processus de négociation dans un cours d'action très complexe alors même que le négociation n'est pas une catégorie d'analyse mise en avant. » (Mermet, 2010).

Lorsque les acteurs anticipent le système d'action futur (section 1), ils tentent souvent de faire bouger progressivement la configuration de composition : rendre possibles et activer de nouveaux modes de compositions. Pour l'instant, même dans les cas où l'indicateur a réussi à s'imposer, les anciens modes de composition restent présents, comme dans le cas de l'IBP où l'affrontement tacite reste un des modes de compositions principaux. Le pas suivant pour faire évoluer la situation de composition particulière pourra peut-être se baser sur un autre outil.

2.3.2 Des indicateurs au double potentiel : éviter et forcer les interactions

Différents acteurs envisagent différents modes d'interaction

Depuis le début de ce manuscrit nous distinguons les types d'acteurs en fonction de leurs intentionnalités. Nous retrouvons ici l'intérêt d'une telle distinction pour comprendre les stratégies

des différents acteurs vis à vis de ces modes de composition.

Les acteurs régulateurs (ayant la charge de faire cohabiter les autres, de « *représenter un équilibre entre les différents acteurs et les différentes préoccupations de la société, et de traduire cet équilibre dans les faits par leur médiatisation ou leurs arbitrages* », d'après L. Mermet, 1992) cherchent la plupart du temps à se servir des indicateurs pour orienter la situation de composition vers des modes d'interactions indirects (ce qui tend à renforcer leur propre positionnement). Dans les cas d'étude les DREAL, le ministère de l'écologie mais aussi d'autres acteurs pouvant avoir ce rôle d'acteur régulateur, comme les Conseils Régionaux, ou les PNR ont porté cet objectif. Chez les AS, la tendance est plutôt à l'évitement de l'interaction. Ils ne sont pas nécessairement tournés vers le conflit mais ils ont une préférence pour les modes de composition où ils peuvent éviter de devoir composer directement avec les AE. Et inversement les AE cherchent à ne pas être évincés des discussions, ils se disent que plus ils pourront être présents plus ils pourront influencer les discussions vers plus d'intégration de la biodiversité (ou moins de destruction).

Les indicateurs peuvent faire partie d'une stratégie pour se passer d'experts, donc des AE

Sous couvert de faire se parler des acteurs pour concevoir des indicateurs, le risque pour les AE est de promouvoir des outils qui au final sont la quintessence de l'outil sans acteurs donc sans AE. Les indicateurs peuvent conduire à l'exclusion des experts (et donc souvent d'acteurs qui pourraient potentiellement porter les enjeux de biodiversité) parce qu'ils ne sont plus utiles après la phase de conception. Par exemple l'IBP, CarNET-B ou CarHAB sont conçus en partie pour se passer des experts dans leur interprétation et utilisation. À la recherche d'un « cadrage » du dire d'expert, les indicateurs peuvent en réalité conduire à un évitement des interactions avec les AE. Contrairement à l'idée que nous avons développée jusqu'à présent que l'indicateur serait pour l'AE une arme stratégique, l'utilisation d'indicateurs peut aussi conduire à une exclusion des AE de la gestion de la biodiversité. Ainsi dans certains cas l'indicateur conduit à l'exclusion des experts qui pourraient porter l'environnement et dans d'autres, les AE deviennent experts et indispensables parce qu'ils ont construit un indicateur. C'est aussi ce qu'avait constaté M. Crozier sur les processus de rationalisation qui donnent temporairement du pouvoir aux experts pour mieux le limiter ensuite :

« L'invasion d'un nombre de plus en plus grands de domaines par la rationalité technologique donne du pouvoir aux experts qui sont les agents d'un tel progrès. Mais les succès des experts se détruisent eux-mêmes. C'est le processus de rationalisation qui donne des pouvoirs à l'expert mais les résultats de la rationalisation les limitent. Sitôt qu'un domaine est sérieusement analysé et connu, sitôt que les premières intuitions et innovations ont pu être traduites en règles et en programmes, le pouvoir de l'expert tend à disparaître. » (Crozier, 1963).

Quelques acteurs de la connaissance rencontrés sont conscients de cette éventualité, c'est une

des raisons pour lesquelles certains sont relativement réfractaires à la mise en place du Système d'information sur la nature et le paysage (Alphandéry et Fortier, 2011). C'est aussi ce qu'avait observé M. Meyer (2009) sur la résistance à la communication des données : « *En refusant des données au Musée ils/elles déploient une « resistive agency », « the capacity to act back, granting or refusing translation » (Foucault 1982 p 211) développé par les collaborateurs, qui semble presque opposé aux efforts du Musée qui visent à les enrôler, à les lier à des cadres rigides, à une entreprise scientifique commune. Ils/elles résistent devant le fait d'être totalement enrôlés, ce qui signifierait abandonner une partie de leur liberté de faire ce qu'ils/elles veulent, où et comment. Les collaborateurs possèdent un bien désiré, des données, qu'ils/elles peuvent retenir – une manœuvre qui révèle leur contrôle sur leurs données et leur déploiement actif d'une certaine forme de pouvoir. ».*

Mais dans les faits des indicateurs qui ont surtout incité les acteurs à se parler

Malgré le risque stratégique qu'un tel indicateur conduise à long terme à se passer des experts, en l'état actuel des connaissances et des informations mises à disposition, nous avons constaté que les indicateurs contribuent plutôt à renforcer les interactions avec les experts. En effet, la biodiversité est un objet trop complexe pour pouvoir facilement proposer des outils utilisables sans experts. Même le plus simple des indicateurs, comme la liste des espèces protégées, est soumis aux experts pour son interprétation (cf. chapitre 3). Au contraire, via les indicateurs les experts montrent l'utilité des informations qu'ils apportent et peuvent ensuite proposer d'autres outils, d'autres sujets sur lesquels on aura toujours besoin d'eux. Les indicateurs contribuent plus à renforcer leur positionnement qu'à les exclure du système d'action.

Exemple de CarNET-B

Dans le cas de CarNET-B, la situation de composition initiale est celle d'une interaction difficile entre les acteurs de l'environnement et ceux de l'aménagement routier. Dans un mode d'action basé à la fois sur les convergences et divergences, les interactions se font par négociations tacites et ajustements, entre les aménageurs et acteurs d'environnement. Ils ne sont ni en compétition ni dans la coopération mais plutôt dans un entre deux. La configuration de composition particulière en place laisse peu de place à une variété de modes d'action (le conflit au sein de la même structure n'est pas envisageable et la coopération non plus étant donné la divergence d'intérêts et la difficile compatibilité entre des enjeux routiers et de biodiversité).

Les acteurs font tous le constat que plus les informations sont disponibles mieux ils peuvent prendre en compte la biodiversité. Leur stratégie est basée sur la nécessité pour les uns de récupérer ces informations et pour les autres de les porter à connaissance auprès des premiers. Deux options

sont envisagées : certains (essentiellement les AS) cherchent à éviter d'être dépendants des services biodiversité et des associations naturalistes pour avoir ces informations, ils aimeraient donc pouvoir être dans un mode de « coopération objective ». Néanmoins, ils disposent de ressources internes limitées pour obtenir ces informations, d'où leur idée d'utiliser CarNET-B. D'autres, ceux qui ont la connaissance, cherchent à profiter de cet outil pour être systématiquement associés aux projets. Posséder la donnée leur permet d'être incontournable, dans un mode de coopération en interaction directe. CarNET-B semble à tous ces acteurs la solution pour changer la configuration de composition particulière, vers plus de convergence mais dans un cas sans interaction et dans l'autre avec interaction directe. Pourtant tous les acteurs imaginent que sur la base de cette connaissance ils arriveront à se mettre d'accord, à avoir des objectifs convergents. C'est peut-être là un des problèmes de base, l'interaction entre ces deux types d'acteurs ne pourra jamais être basée uniquement sur de la convergence. Et effectivement nous avons constaté que ce projet d'outil n'a pour l'instant pas permis de changer la configuration de composition particulière en place. La constitution du package devait permettre aux aménageurs d'avoir une stratégie basée sur la convergence sans interaction, mais certains acteurs ont aussi profité des connaissances acquises dans le cadre du programme (et non uniquement du package) pour renforcer le mode de la négociation, voire rentrer en négociation directement avec les autres acteurs.

2.3.3 Expliquer l'appréhension de la négociation appliquée aux indicateurs et à la connaissance

Un arrière plan stratégique basé sur deux modèles opposés : le conflit ou la coopération

Depuis la section 1 nous avons progressé dans notre manière d'appréhender la négociation. L'existence ou le soupçon d'existence d'intérêts divergents sont fondamentaux, mais pas toujours interprétés comme tels. Dans les discours et l'imaginaire autour des indicateurs nous observons un tiraillement des acteurs entre deux extrêmes : la coopération et le conflit, sans prendre en compte qu'ils sont en fait le plus souvent dans des situations de négociations. Ces deux modèles de coopération et de conflit entraînent deux positions caricaturales sur la place de la connaissance.

Modèle coopératif : Les indicateurs aident à rationaliser l'action parce que les acteurs sont d'accord pour agir ensemble mais ne savent pas bien comment. S'ils arrivent à bien gérer l'information alors ils pourront mieux gérer la biodiversité. L'implicite sous-jacent est fort : l'objectif est de rationaliser au service d'une coopération en difficulté. Ce modèle coopératif est présent notamment chez les chercheurs qui écrivent sur l'interface science-société. Ils partent de l'idée que le problème est un problème de compréhension et de « bonne » information des décideurs par la science. S'il était résolu alors tous les acteurs coopéreraient et les problèmes seraient résolus. C'est le cas par exemple

des approches « legitimacy, salicency, credibility » (Cash *et al.*, 2002). CarHAB et CarNET-B sont basés sur ce modèle : donner aux acteurs des ressources pour mieux connaître leur territoire (habitats et espèces) pour qu'ensuite ils prennent en compte ces connaissances d'eux-même et le gèrent mieux.

Modèle adversatif : Les indicateurs aident à créer du savoir opposable : si on arrivait à construire un savoir fort, les autres acteurs ne pourraient plus s'opposer se disant : « cette espèce est menacée, il est indispensable d'agir ». Dans ce modèle adversatif l'objectif est de créer une certitude qui va obliger les acteurs à bouger, sans négociation. C'est un modèle qui est présent dans la tête de beaucoup d'acteurs, notamment scientifiques. Ils essayent de fabriquer de la connaissance qui va obliger à agir parce qu'elle est impossible à contredire et qu'elle s'impose. Ce modèle est par exemple celui du GIEC. Les climato-sceptiques ont d'ailleurs remporté une victoire en disant que le modèle comporte des erreurs. Ils ont ouvert une brèche dans l'opposabilité. C'est aussi le modèle que nous avons observé pour les LR : les acteurs font tout pour que cet indicateur ne puisse pas être remis en question.

Dans le modèle coopératif les acteurs se disent « si les acteurs avaient les bonnes connaissances, ils prendraient la bonne décision ». Il n'est pas question de conflit. Alors que dans le cas de la connaissance opposable, l'essentiel est que les acteurs qui bloquent ne pourraient plus s'opposer à la bonne décision. Dans un cas ils sont prêts à coopérer, il leur manque juste les bonnes connaissances. Dans l'autre cas les acteurs s'opposent au changement tant qu'ils ne sont pas au pied du mur avec une connaissance impossible à nier.

La réalité que nous avons observée : un univers de la négociation où les deux modèles fonctionnent en même temps.

Nous avons observé de la négociation un peu partout. Mais plus précisément, l'analyse des discours des acteurs montre qu'ils sont ancrés soit dans le modèle de la coopération soit dans celui de l'opposabilité. La lecture à partir des modes de composition peut nous aider à sortir d'une lecture caricaturale où il n'y aurait que le conflit ou la coopération, et à articuler les différents modes de compositions entre eux.

Reprenons le cas étudié par F. Guillet sur la démoustication en Camargue et introduit dans le chapitre 2. La Camargue est la seule zone non démoustiquée dans le sud de la France. En 2005 un programme de démoustication expérimental a été lancé en même temps qu'un programme de recherche pour mesurer les impacts de la démoustication sur la biodiversité. À l'époque il n'y avait aucun programme de recherche montrant que la démoustication à base d'agent biologique avait un impact sur la biodiversité. Le lancement du programme de démoustication était conditionné au lancement en parallèle d'une étude sur les effets de cette démoustication sur la biodiversité, et à une

décision de poursuivre l'expérience dépendante en théorie des résultats de cette étude. Trois ans après, l'équipe de la Tour du Valat a montré de manière claire que la démoustication a un impact négatif sur la biodiversité. Et pourtant, les élus ont choisis de continuer à démoustiquer en Camargue malgré les preuves irréfutables de l'impact sur la biodiversité (cf. chapitre 2). La conditionnalité du résultat de la décision sur la connaissance n'était pas réelle. Les politiques ont accepté ce programme parce que si les scientifiques n'arrivaient pas à prouver les impacts, ils auraient gagné sans remettre en cause leur pouvoir politique. Et inversement si les scientifiques arrivaient à montrer cet impact, la population ce serait habituée à être démoustiquée et à ce moment là les politiques auraient le soutien de la population. L'idée de faire croire que la connaissance était le facteur limitant lié à son opposabilité était bien un aspect tactique et stratégique. Ne pas savoir ne veut pas forcément dire que la connaissance pose problème pour agir. Les acteurs sont dans une négociation stratégique. Ce cas de la démoustication est plus éclairant que nos propres études de cas car les chercheurs avaient plus de recul et une analyse précise des décisions finalement prises. Dans le cas de l'IBP nous avons déjà pu observer qu'il ne suffit pas d'avoir de la connaissance sur la biodiversité dans une parcelle pour que les gestionnaires agissent d'eux-même en coopérant ou parce qu'ils se sentent au pied du mur. Il n'y a pas eu de changement concret des choix de gestion observé chez les acteurs utilisateurs. Pour les LR, le fait qu'une espèce est menacée n'est pas suffisant pour obliger des acteurs à agir à moins qu'elle ne soit « en danger critique ». La connaissance n'est jamais le seul facteur limitant pour faire coopérer les acteurs ou pour les forcer à bouger.

Pour conclure, ces modèles de la coopération et du conflit sont deux modèles omniprésents dans les discours. D'une part certains sont convaincus de leur efficacité et d'autre part d'autres utilisent ces discours pour ne pas montrer qu'ils sont dans une négociation. Il est difficile pour le chercheur de faire la différence dans les entretiens. La grille des configurations de composition permet de se donner des repères pour naviguer dans cette ambiguïté.

Conclusion du chapitre 8

La contribution d'un indicateur à une action efficace en faveur de l'environnement est difficile à appréhender pour le chercheur mais aussi pour l'acteur qui veut l'utiliser parce que l'outil est assembleur voire re-assembleur des relations entre acteurs et qu'il a des effets organisationnels forts. L'efficacité de l'outil repose sur cette ambivalence permanente entre un outil qui guide un changement de l'action mais aussi un outil construit dans l'action présente. Les travaux sur ces compositions et recompositions entre outils et acteurs permettent de prendre conscience du rôle des indicateurs mais sans insister sur la manière dont les acteurs peuvent modifier ces compositions via des indicateurs (cf. chapitre 1). Or pour les acteurs qui ont une ambition de changement environnemental, discuter des indicateurs peut leur permettre de changer le cours de l'action. Un acteur pris dans ces jeux de composition subit le jeu de force mais peut aussi faire bouger les lignes. Nous avons été chercher des références théoriques du côté des travaux en négociation, travaux qui sont généralement peu mobilisés dans la littérature sur la gestion environnementale, y compris dans de nombreux cas où des processus de négociation très importants sont visiblement à l'œuvre (Mermet, 2012). Ces travaux sont pourtant utiles à l'analyse des indicateurs et de leur usage stratégique par les AE afin de négocier un système d'action futur.

Les théories de la négociation peuvent fournir des clés de lecture de la situation aux acteurs mais aussi aux chercheurs. La négociation est un processus clé de l'action environnementale via les indicateurs (cf. Section 1). La conception d'indicateurs relève souvent de situations de négociations pour les acteurs en présence. Ces négociations portent à la fois sur des modifications de relations de pouvoir mais aussi sur le système d'action futur (les objets écologiques concernés, les acteurs et les règles de ce système d'action). Les acteurs ne se bornent pas à choisir le meilleur indicateur dans le rapport de force actuel mais aussi à maintenir ou à transformer les règles du jeu (Reynaud, 1995).

L'approche par les configurations de composition, issue des travaux de L. Mermet (2012), illustre l'utilité des recherches en négociation pour proposer des grilles d'analyse du système d'action : comment gérer les rapports de force en présence tout en anticipant la négociation du système action futur ? Par exemple dans le cas de l'IBP, les acteurs d'environnement coopèrent avec les acteurs sectoriels dans l'espoir que cela va les aider, à un autre moment, à négocier pour plus de prise en compte de la biodiversité dans la gestion forestière.

La négociation et son extension à la question des configurations de composition permet à la fois de décrire le raisonnement stratégique des acteurs et de le guider. Pourtant discuter de ces aspects négociatoires avec les acteurs et entre acteurs est souvent difficile. Nous avons choisi de décrire l'espace de travail dans lequel les acteurs sont, plus que de chercher à résoudre ce paradoxe sur

l'omniprésence de la négociation et la difficulté à assumer et discuter de cette présence. Il est nécessaire d'assumer cette tension. Ces travaux permettent de soulever d'une part l'inadéquation de certains modèles de réflexion des producteurs de connaissance avec la réalité et d'autre part la difficulté d'en parler en phase avec la réalité : ces modèles qui ne sont pas en adéquation avec la réalité font aussi partie d'une stratégie (section 3.3). Par exemple, dévoiler la négociation implicite des indicateurs peut contribuer à les affaiblir et à les remettre en cause (cf. chapitre 7). Certains acteurs ont du mal à réfléchir en termes de négociation (cf. section 1) et pourtant nous soutenons que les travaux sur la négociation permettent de comprendre le jeu de force et de l'influencer, tout en étant conscient de l'ambiguïté fondamentale de la négociation (Mermet, 2014a).

Conclusion générale

Intriguée par l'omniprésence des indicateurs de biodiversité, il y a trois ans nous nous étions fixé l'objectif de développer une analyse stratégique des indicateurs de biodiversité. Nous sommes partie du constat que prévalait un sentiment de déception vis-à-vis des indicateurs de biodiversité (IB), et de l'impression que les travaux existants en sciences sociales ne permettaient pas d'aborder tous les aspects nécessaires pour expliquer ce constat. Nous avons alors choisi d'analyser l'utilité des indicateurs pour les stratégies environnementales. Nous voilà trois ans plus tard, après trois études de cas approfondies (chapitres 3 à 5) et une étude complémentaire (CarHAB). Nous avons exploré l'utilité des indicateurs pour l'action des acteurs d'environnement dans trois directions : l'utilisation des indicateurs comme arme stratégique par les acteurs d'environnement (chapitre 6), l'articulation entre connaissances et actions que peuvent permettre les indicateurs de biodiversité (chapitre 7), et la négociation d'indicateurs de biodiversité comme opportunité pour transformer des systèmes d'action et leur prise en charge de la biodiversité (chapitre 8). Quelle vision ressort finalement de notre travail, sur l'utilité des indicateurs de biodiversité pour agir en faveur de l'environnement ? Sont-ils des impasses, des raccourcis ou des détours ?

1 Quatre caractéristiques stratégiques pour un « bon » indicateur

Dès les prémisses de cette thèse nous avons été surprise par la multiplication des critères du « bon » indicateur (Dale, Beyeler, 2001 ; Niemeijer, de Groot, 2008 ; Cash, Clark, 2001). Nous avons l'impression qu'ils ne permettaient pas de couvrir toutes les dimensions d'analyse des indicateurs et surtout de comprendre leur contribution aux stratégies environnementales. En choisissant comme angle principal d'analyse la contribution stratégique des indicateurs de biodiversité, nous ne pouvons dresser de liste simple et définie *a priori* des caractéristiques communes aux « bons » indicateurs puisque tous les systèmes d'actions sont différents. L'adéquation d'un indicateur au système d'action dans lequel il s'insère ne peut donc s'apprécier uniquement au regard de ses caractéristiques techniques intrinsèques, elle dépend aussi de la contribution qu'il peut apporter aux stratégies des acteurs d'environnement. De ce point de vue, quatre caractéristiques d'un indicateur peuvent contribuer à son utilité stratégique.

1.1 Un indicateur pertinent au regard de la panoplie existante d'outils

Nos études de cas ont permis de mettre en évidence que pour agir de manière efficace, les acteurs qui souhaitent porter la biodiversité doivent avoir à leur disposition une panoplie d'outils leur permettant de s'adapter à toutes les situations et à toutes les demandes. Un « bon » indicateur intègre alors intelligemment cette panoplie : c'est-à-dire qu'il peut être utilisé seul mais aussi couplé à d'autres outils de manière à couvrir le plus d'objets écologiques possibles mais aussi à apporter des informations utiles dans différents contextes (différents acteurs utilisateurs et différentes formes de prises de décision notamment). Ainsi un « bon » indicateur n'est pas nécessairement un indicateur qui est utilisable directement et seul pour changer le système d'action. Chaque indicateur est un élément d'un engrenage qui peut faire changer progressivement les systèmes d'actions. Il peut aussi contribuer à « inscrire » le système d'action pour éviter les retours en arrière. Les acteurs qui pensent être déçus par les indicateurs de biodiversité le sont souvent parce qu'ils imaginent que l'outil sera la solution providentielle qui pourra par elle-même faire changer un système d'action figé. Les « bons » indicateurs intègrent une stratégie globale basée sur une panoplie d'outils et sur les agencements possibles entre les différents outils (chapitre 6).

La vigilance des AE est permanente pour faire évoluer cette panoplie en fonction du système d'action. En effet, ils construisent un indicateur en ayant en tête un système d'action mais, lorsque celui-ci évolue, il est possible et nécessaire d'adapter les outils à ce nouveau contexte. Par exemple, maintenant que les informations environnementales commencent à être de mieux en mieux intégrées dans les études d'impact et les aménagements prévus, il est possible de proposer des outils ambitieux pour alimenter la prise de décision et notamment des outils basés sur la présence ou l'absence d'espèces protégées, voire d'espèces non protégées mais menacées (cf. CarNET-B).

1.2 Un potentiel pour répondre aux dimensions instrumentales, organisationnelles et politiques de la prise de décision

Les indicateurs rencontrés au cours de ce travail sont presque tous décrits par les enquêtés comme des outils « d'aide à la décision ». Pourtant, cette utilisation ne va pas de soi : qui décide ? Sur quels critères ? La littérature en sciences sociales a mis en évidence qu'il existe plusieurs manières de prendre des décisions. A. Emerit (2001) a extrait de cette littérature trois modèles de décision : le modèle rationnel (ou instrumental), le modèle organisationnel (juridique et administratif) et le modèle politique (basé sur des luttes d'influence et des jeux de pouvoir). L'utilité d'un indicateur pour « aider à la décision » dépend de ces modèles. Par exemple, l'information transmise par les listes rouges a un caractère systématique (traitement de toutes les espèces pour chaque taxon choisi) et rigoureux qui répond aux exigences du modèle rationnel (chapitre 3). Cet aspect systématique a aussi l'avantage de

pouvoir intégrer facilement les logiques organisationnelles du droit et de l'administration. De plus les listes rouges sont en phase avec la plupart des politiques actuelles de biodiversité qui sont, elles aussi, basées sur les espèces (les plans nationaux et régionaux d'action, les espèces protégées, et mêmes les schémas régionaux de cohérence écologique). Enfin, sur le plan politique (les luttes d'influence), les listes rouges ont un fort potentiel de sensibilisation et d'alerte de l'opinion publique, mais aussi des décideurs, sans gêner d'autres acteurs politiques puisqu'elles sont peu contraignantes. Ainsi, cet indicateur, dont nous avons par ailleurs constaté l'efficacité, présente l'avantage de répondre à la fois au modèle rationnel, organisationnel et politique de la prise de décision.

Construire des indicateurs qui répondent aux besoins en informations des différents modèles n'est pas toujours évident. Par exemple dans le cas de CarNET-B, l'information souhaitée sur le plan organisationnel par les aménageurs (la présence et surtout l'absence d'espèces à enjeu) n'était pas qualifiable de manière rigoureuse et donc acceptable pour les naturalistes (chapitre 4). Les concepteurs ont essayé de proposer d'autres alternatives aux aménageurs par exemple en multipliant les indicateurs pour avoir différentes informations à croiser et en affichant des informations sur l'incertitude. Ceux-ci sont valorisables sur le plan rationnel mais ne paraissent pas suffisamment sécurisants aux yeux des aménageurs qui par conséquent trouvent l'outil peu utile dans une logique organisationnelle. Autre exemple, dans le cas de l'indice de biodiversité potentielle en forêt, l'outil s'inscrit dans les logiques techniques et organisationnelles mais la dimension politique fait obstacle. L'IBP est fortement pris à partie dans des luttes d'influence entre les acteurs d'environnement qui souhaitent plus de biodiversité et les acteurs sectoriels, que sont les acteurs forestiers. En effet, l'outil encourage la préservation de la biodiversité à travers la conservation de bois mort et de vieux bois, c'est-à-dire pour certains au détriment d'une logique économique de production de bois. Certains acteurs ont alors essayé de contrôler le développement de l'outil voire de le remettre en question. Les luttes de pouvoir ont compromis son adoption.

Pour conclure, si l'indicateur correspond aux trois modèles de décision, alors il est stratégiquement utile pour prendre de meilleurs décisions quels que soient les modèles dominants. Toutefois les indicateurs peuvent tout de même contribuer à l'action même sans satisfaire les exigences de ces trois modèles simultanément, mais ils ne seront alors pas utiles pour certaines décisions.

1.3 Un potentiel de conjoncteur-disjoncteur entre connaissances et actions

Un « bon » indicateur est souvent considéré comme un indicateur qui permet d'apporter de la connaissance pour améliorer les actions menées, partant du principe que mieux connaître permet de

mieux gérer (Berland et al., 2008). En s'intéressant à l'articulation entre connaissances et actions nous avons retrouvé un résultat classique de la sociologie des sciences : l'information ne diffuse pas de manière linéaire entre connaissances et actions mais dans les deux sens et de manière interconnectée, voire sans qu'il n'existe réellement deux mondes distincts que seraient la science et la politique (Jasanoff, 1994 ; van den Hove, 2007 ; Pülzl, Rametsteiner, 2009). La connexion entre connaissances et actions nécessite un travail actif pour faire coopérer deux mondes aussi différents, par exemple via la constitution d'objets frontières comme peuvent l'être les indicateurs (Star, Griesemer, 1989 ; Turnhout et al., 2007). Cependant, la faisabilité et l'utilité de cette connexion ne va pas toujours de soi, lorsque l'on vise un objectif normatif d'amélioration de l'état de la biodiversité. D'une part il est difficile de créer des indicateurs qui répondent aux différents modèles de décision et d'action (section 1.2) et d'autre part il existe des acteurs qui portent d'autres enjeux et peuvent avoir peur des conséquences d'une telle connexion. Avoir de nouvelles informations pourrait les obliger à agir au détriment de leurs intérêts. Ces acteurs que nous qualifions de sectoriels peuvent alors avoir tendance à mettre un frein à cette connaissance ou à vouloir en influencer le contenu, pour rendre les actions environnementales inefficaces ou pour les bloquer en remettant en question l'information proposée, par « *fabrication stratégique d'une incertitude* » (Benhammou, Mermet, 2003). Connecter et faire coopérer directement les mondes scientifiques et politiques n'est pas toujours efficace pour agir en faveur de l'environnement.

Une des spécificités des indicateurs est qu'ils rendent possible une déconnexion temporaire entre connaissances et actions, le temps d'instaurer des connaissances « solides » qui ne soient par la suite plus remises en question dans l'action. Les listes rouges sont souvent décrites comme une première brique vers l'action, qui permet d'amener de la connaissance dans l'action sans pour autant connecter trop directement avec les actions de conservation. Elles offrent des appuis à la fois à des opérations de connexion et de déconnexion entre connaissances et actions. Ce potentiel peut avoir une valeur stratégique en fonction du contexte. À certains moments, la connaissance est directement connectée à l'action, par exemple lorsque les listes rouges permettent d'interpréter la réglementation sur les espèces protégées et de mieux adapter les mesures pour éviter, réduire ou compenser les impacts des projets d'aménagements. À d'autres moments, l'apparente déconnexion de l'action permet de réaliser ces listes sans être sous l'influence d'acteurs sectoriels (chasseurs, agriculteurs, etc.). Grâce à cette déconnexion de l'action cet indicateur n'a pas subi de blocage ni été fortement remis en question alors qu'il a un potentiel pour agir directement et indirectement en faveur de la biodiversité (chapitre 3).

Des indicateurs qui ont à la fois le potentiel de connecter et de déconnecter connaissances et actions sont stratégiquement utiles pour jouer sur les deux aspects en fonction des besoins des

acteurs. Nous avons qualifié ce potentiel de « conjoncteur-disjoncteur » entre connaissances et actions (chapitre 7). Tous les indicateurs n'ont pas ce potentiel. Certains sont actuellement uniquement connectés à l'action (par exemple la cartographie des zones Natura 2000) et d'autres uniquement déconnectés (par exemple la cartographie des végétations CarHAB). Ils contribuent à la préservation de la biodiversité mais souvent de manière moins efficace que les indicateurs qui ont le potentiel de conjoncter-disjoncter. Nous suggérons pour les travaux à venir d'approfondir les caractéristiques qui confèrent cette potentialité aux indicateurs : est-ce dû à la manière dont ils sont présentés dans les discours ? Aux acteurs qui les conçoivent ? Aux objets qu'ils cherchent à décrire ?

1.4 Un levier pour des stratégies de positionnement et d'intervention

Les indicateurs peuvent avoir différents types d'influence : conceptuelle, instrumentale, politique, etc., parfois même sans qu'il soit nécessaire de les utiliser concrètement dans l'action (Rosenström, 2009 ; Lehtonen, 2013). Nos études de cas confortent les résultats existants sur l'influence politique des indicateurs : les indicateurs ne servent pas uniquement à changer la manière dont est gérée la biodiversité mais aussi à changer les rapports de forces entre acteurs. De nombreux acteurs d'environnement conçoivent des indicateurs à la fois avec une visée d'action (par exemple que tel taxon soit mieux pris en compte), mais aussi avec une visée de positionnement (pour que le groupe spécialiste de ce taxon acquière du pouvoir et devienne incontournable). Juger un indicateur uniquement par rapport à sa capacité à intégrer des stratégies d'intervention sur le système d'action est réducteur. Il convient d'ajouter aux critères d'un « bon » indicateur la capacité d'un indicateur à contribuer aux stratégies de positionnement des acteurs (chapitre 6). S'il est utile dans le cadre de stratégies efficaces du changement de positionnement d'acteurs d'environnement, il sera utile de manière indirecte pour contribuer à l'amélioration de l'état de l'environnement.

Dans le contexte actuel, se servir des indicateurs pour renforcer le positionnement des acteurs d'environnement et donc indirectement mieux agir en faveur de la biodiversité semble être efficace : dans tous nos cas d'études les concepteurs d'indicateurs ont gagné en ressources (humaines et financières) et en compétences. Ils ont plus de connaissances sur la biodiversité mais aussi sur les jeux d'acteurs de la conservation, ce qui leur permet d'améliorer leur positionnement stratégique à long terme. Le contexte actuel valorise d'une part l'expertise des acteurs pour légitimer leur participation aux politiques publiques (expertise qu'ils peuvent mettre en avant en concevant des indicateurs) et d'autre part les argumentations les plus solides possibles, considérées comme « inattaquables » lorsqu'elles reposent sur des critères scientifiques (auxquelles peuvent aussi contribuer les indicateurs). Cette tendance est une des explications à la montée en puissance des indicateurs observée en introduction de cette thèse. En utilisant des indicateurs, les acteurs d'environnement

cherchent à renforcer leur argumentation pour éviter qu'elle ne soit remise en question et leur positionnement pour se préparer à des temps meilleurs. Cette stratégie du « bouclier » semble plutôt indiquer un contexte actuel défavorable pour porter l'action en faveur de la biodiversité.

2 Renouveler la réflexion sur l'interface entre connaissances et actions dans le domaine des IB

Notre réflexion sur les indicateurs et l'articulation entre connaissances et actions a permis de conforter l'intérêt d'un angle d'analyse stratégique pour éclairer l'interface science-politique.

2.1 Expliquer les décalages entre les discours et les faits

Depuis plusieurs dizaines d'années les travaux des sociologues des sciences ont remis en question une vision simpliste d'une interface science-politique constituée de deux mondes totalement indépendants. Pourtant, tout comme S. Van den Hove (2007), nous avons observé que le discours des acteurs est en décalage vis-à-vis de ces travaux : ils persistent à se référer à ce modèle d'interface beaucoup plus imperméable et rigide que les visions plus complexes et précises proposées par la sociologie des sciences (Latour, 2008 ; Turnhout et al., 2007).

Les acteurs tiennent à cette vision simple et dichotomique pour des raisons stratégiques. Aussi bien les acteurs porteurs de connaissances que les acteurs politiques peuvent avoir besoin que la frontière entre sciences et politiques apparaisse comme plus rigide et imperméable qu'elle ne l'est réellement (Jørstad, Skogen, 2010). Le travail de démarcation entre sciences et politiques est un travail actif et stratégique (Gieryn, 1983), plutôt qu'une preuve de naïveté et de simplisme. Un tel modèle de démarcation conforte le positionnement des acteurs de chaque côté de la frontière. De plus, il permet de renforcer certains arguments et d'éviter qu'ils puissent facilement être remis en question (chapitre 7). La confrontation de nos résultats et des travaux sur la démarcation stratégique de l'interface sciences-politiques permet ainsi d'expliquer le décalage entre les discours des acteurs et ceux des sociologues : les discours contribuent à promouvoir un modèle d'indépendance entre sciences et politiques utile aux acteurs. Les indicateurs eux-mêmes sont stratégiquement utiles pour porter un discours qui promeut cette vision de l'interface science-politique. Et inversement ce décalage entre les discours et les faits permet de concevoir des indicateurs plus efficaces, en leur conférant un potentiel de conjoncteur-disjoncteur (cf. section 1).

2.2 S'engager tout en acceptant les impératifs d'indépendance entre sciences et politiques

Intéressons nous maintenant aux acteurs de la connaissance. De nombreux travaux confirment leur envie de s'engager pour la biodiversité mais aussi la difficulté de le faire dans une société qui prône l'indépendance entre sciences et politiques (Parsons, 2013 ; Donner, 2014 ; Wright, 2015). Il est alors compliqué pour le chercheur de démêler dans leurs discours s'ils considèrent effectivement qu'ils doivent être neutres et ne pas avoir d'objectifs normatifs ou s'ils tiennent ces discours pour se conforter aux attentes de la société parce que cela leur semble la posture la plus efficace pour s'engager. A. Coreau et al. (2013) identifient ainsi trois postures stratégiques, agir : comme « garant » de la scientificité de l'information, comme « gardien » des valeurs environnementales et comme « agent » spécialiste des interfaces sciences-politiques. Ils observent que dans le contexte actuel les acteurs de la connaissance cherchent plutôt à être considérés comme des acteurs garants de la rigueur scientifique et à masquer leur engagement pour répondre à un impératif scientifique omniprésent (Granjou, Mauz, 2008). Ces acteurs de la connaissance font évoluer le format de leur engagement en fonction du contexte et de la stratégie qui paraît la plus opportune à un moment donné.

Nous avons conforté ce résultat dans nos études de cas : les acteurs de la connaissance investissent dans les indicateurs car ils permettent de contribuer à l'action tout en se conformant aux impératifs de séparation entre science et politique. Loin de constituer une perte de temps, cette stratégie est particulièrement efficace pour à la fois renforcer leur reconnaissance par les autres acteurs et agir de manière indirecte sur la situation de gestion (par exemple modifier le regard des forestiers sur la biodiversité, proposer une première étape vers la révision des listes d'espèces protégées, etc.). En parallèle, ces travaux sur les indicateurs contribuent à alimenter leurs ressources stratégiques en matière de connaissances (les informations dont ils disposent sur l'état des espèces, leur faculté à innover sur le plan méthodologique et le renouvellement des questions de recherche, etc.) et donc à renforcer indirectement leur positionnement. Pour conclure, dans le contexte actuel, investir dans les indicateurs est une forme de contribution stratégique efficace pour porter l'action en faveur de la biodiversité sans avoir à afficher un engagement environnemental. Le potentiel de conjoncteur-disjoncteur des indicateurs permet notamment d'énoncer une déconnexion de l'action et contribuer ainsi à renforcer la place des acteurs de la connaissance dans la phase de conception des indicateurs, phase déterminante pour leur contribution à la préservation de la biodiversité.

2.3 Observer les réseaux d'acteurs pour dépasser une analyse en terme de frontières

Au delà de l'opposition traditionnelle entre scientifiques et politiques, nos études confortent

Conclusion générale

l'intérêt d'une analyse en terme de réseaux (Callon, 1986 ; Vinck, 1999). L'utilité des indicateurs ne se lit pas uniquement au regard d'une coopération entre sciences et politiques mais entre un ensemble d'objets et d'acteurs qui cherchent à améliorer l'état de la biodiversité, qu'ils soient porteurs de connaissances ou non. Les indicateurs peuvent renforcer le positionnement de cet ensemble d'acteurs parce qu'ils facilitent la mise en réseau de leurs ressources et compétences. En effet, lors de la conception d'indicateurs, les acteurs vont chercher des ressources chez d'autres acteurs d'environnement, et partagent leurs ressources de manière à renforcer des acteurs qui cherchent aussi à améliorer la prise en charge de la biodiversité. Par exemple dans le cas de l'indice de biodiversité potentielle en forêt, les acteurs externes au secteur forestier ont peu de marges de manœuvre pour faire évoluer la gestion forestière. En reconnaissant la valeur de l'IBP, ils choisissent de soutenir les acteurs d'environnement internes au secteur forestier. Cela leur permet à la fois de renforcer le pouvoir de ceux-ci au sein de ce secteur et la coopération entre acteurs d'environnement internes et externes pour agir plus efficacement. De manière générale dans nos cas d'étude, les acteurs administratifs qui souhaitent promouvoir la préservation de la biodiversité (aussi bien des collectivités que l'État) ont actuellement des difficultés à être des moteurs de l'action et à porter la thématique environnementale face à d'autres enjeux de politiques publiques. Dans ce contexte où leurs intentions ne suffisent pas à contrebalancer l'inertie du système d'action, ils adoptent une stratégie indirecte consistant à utiliser les indicateurs de biodiversité pour renforcer le positionnement d'autres acteurs d'environnement. Ils créent ainsi des réseaux d'acteurs d'environnement qui ont plus de pouvoir et pourront intervenir quand la situation sera plus favorable voire pour rendre la situation plus favorable.

Les indicateurs que nous avons étudiés contribuent efficacement à créer ou renforcer des réseaux d'acteurs. Ils permettent souvent de fédérer les acteurs autour d'un projet commun et surtout de détourner les discussions et d'éviter une focalisation sur les positions des uns et des autres. Les acteurs utilisent ainsi la conception d'indicateurs pour mobiliser les acteurs et obtenir un consensus sur les valeurs et les objectifs à porter. Un indicateur rend possible la création d'un réseau de liens contraignants entre les différents acteurs, leurs relations et leurs objectifs (Callon, 1986). Mais ce consensus et cette mobilisation peuvent être contestés à tout moment et les indicateurs non adoptés ou le réseau remis en question. Ainsi une lecture en termes de réseaux est complémentaire à la lecture sous forme d'interface sciences-politiques pour comprendre la contribution stratégique des indicateurs à une action efficace en faveur de l'environnement.

3 Thèmes clés du diagnostic stratégique pour mieux concevoir les indicateurs

3.1 Un double enjeu : intégrer les indicateurs dans le système d'action et transformer ce système d'action

Les acteurs sont souvent déçus des indicateurs parce qu'ils ne répondent pas à leurs attentes. Et en effet, nous avons constaté qu'il n'est pas évident de concevoir un indicateur « qui marche ». Les concepteurs sont confrontés à un double défi : construire un indicateur qui s'insère dans le système d'action existant (qui en respecte les règles du jeu et contribue aux stratégies actuelles des acteurs d'environnement) et simultanément a le potentiel pour changer ce système d'action qui pose problème (Mermet et al., 2005).

Lorsque le contexte d'action est bien connu et les leviers stratégiques identifiés (par exemple dans le contexte forestier, où les relations entre acteurs d'environnement et forestiers sont parfois tendues mais admises de tous), les acteurs font naturellement cette analyse stratégique préalable. Et parfois les stratégies qu'ils activent sont suffisantes pour affronter ce double défi et concevoir des indicateurs qui répondent à leurs attentes, comme cela a été le cas avec les listes rouges ou l'indicateur de biodiversité potentielle en forêt. Au contraire, lorsque les acteurs n'ont pas conscience de l'importance de la prise en compte du système d'action existant et des leviers d'action à trouver, ils partent parfois du principe qu'il suffira de construire un indicateur pour qu'il soit utilisé pour changer de système d'action. Dans un tel flou, l'impact de l'indicateur risque fort d'être décevant.

Pour affronter ce double défi (que l'indicateur soit à la fois adapté au système d'action et qu'il ait un potentiel pour le transformer), nous recommandons de réaliser une phase de diagnostic stratégique du contexte d'action préalable à la construction d'un nouvel indicateur. Même si elle est coûteuse en temps et financièrement, elle permet d'une part de comprendre le fonctionnement du système existant (par exemple les modèles de décisions en place, les acteurs ayant le plus de capacités d'action, les types de relations entre les acteurs, les données existantes, les autres indicateurs de la panoplie, etc.), et d'autre part d'identifier des leviers stratégiques (d'éventuels alliés, des données inexploitées, des points de faiblesse d'opposants) pour concevoir des stratégies et des indicateurs adaptés.

3.2 Proposer plusieurs perspectives stratégiques sur l'articulation entre indicateurs et systèmes d'action

Dans la thèse nous avons donc proposé plusieurs angles de diagnostic stratégique du système d'action à destination d'acteurs concepteurs d'indicateurs mais aussi de chercheurs qui voudraient

mieux comprendre le système d'action dans lequel évoluent les acteurs concepteurs et utilisateurs d'indicateurs.

Pour établir un diagnostic stratégique précis de la situation, il est par exemple possible d'orienter l'analyse sur les logiques de décision à l'œuvre dans le système d'action, qu'elles soient basées sur des luttes d'influence, sur des logiques organisationnelles et juridiques ou sur des logiques rationnelles (Emerit, 2001). Dans chaque logique les informations recherchées ne sont pas les mêmes (cf. Chapitre 7) et l'indicateur doit être conçu en anticipant ces logiques. Repérer les logiques dominantes et les critères de décision permet de faire des compromis parmi les différentes qualités exigées pour un indicateur.

Nous avons aussi proposé un autre angle d'analyse stratégique, basé sur les relations entre les acteurs. Qui interagit avec qui, de quelle manière (directe ou indirecte par exemple), et en se basant sur quels objectifs d'action (convergents ou divergents) ? La conception de l'indicateur s'insère dans le jeu d'acteur, mais permet aussi de le faire évoluer (Bernard, 2007). L'indicateur peut alors être conçu de manière à ce qu'il contribue à renforcer le positionnement des acteurs d'environnement qui cherchent à intervenir directement ou indirectement sur le système d'action (cf. Chapitre 8). La grille des configurations de composition proposée par L. Mermet (2009) permet par exemple de lire ces relations entre acteurs et d'imaginer des stratégies d'utilisation des indicateurs adaptées. Ces stratégies tiennent compte des modes de composition activés mais jouent aussi sur ceux potentiellement activables. Se poser ce type de questions au préalable à la conception d'indicateurs nécessite de s'interroger sur les intentions stratégiques des différents acteurs, sur les relations que l'acteur d'environnement souhaite avoir avec les autres mais aussi sur ses cibles. Quels sont les acteurs à convaincre ou à rallier pour pouvoir améliorer la prise en compte la biodiversité ? L'action des acteurs d'environnement peut être directe (cibler les acteurs sectoriels), mais aussi indirecte (cibler les acteurs régulateurs ou les acteurs d'environnement internes à ces deux types d'acteurs qui sont des alliés potentiels).

Les méthodes d'analyse stratégique du système d'action que nous proposons sont souvent basées sur des travaux issus des sciences de gestion ou plus généralement de l'analyse de l'action organisée comme les sciences politiques et la sociologie des organisations. Par exemple, les sciences de gestion mettent en évidence les effets potentiels induits – et souvent inattendus - des instruments sur les dynamiques d'action collective (Berry, 1983 ; Moisdon, 1997). Derrière la rationalité apparente des organisations, ces travaux s'attachent à comprendre les règles tacites imposées par les instruments de gestion, leurs significations en termes de pouvoir et de diffusion de modèles cognitifs, c'est-à-dire dans notre perspective les leviers stratégiques pour modifier le système d'action. Les sciences politiques et plus particulièrement les approches sur les instrumentations de l'action publique insistent aussi sur la

nécessité de contextualiser l'indicateur notamment au regard des rapports de force passés et présents (Lascoumes, Le Galès, 2005 ; Halpern et al., 2014). Pourtant leurs résultats sont rarement mobilisés pour l'étude des indicateurs, alors que nous avons mis en évidence leur intérêt pour étudier les indicateurs comme le résultat de la confrontation d'acteurs, d'interactions et de dynamiques d'appropriation diverses d'acteurs individuels ou collectifs.

Enfin, ces réflexions sur les acteurs participants soulignent la nécessité d'espaces de dialogues spécifiques aux acteurs d'environnement pour pouvoir discuter de stratégie et plus précisément du diagnostic stratégique de la situation et des leviers d'action qu'elle offre (Mermet, 2014b). Pour l'instant, dans les cas étudiés, la stratégie visée avec l'indicateur est peu formulée entre les organisations, ni au sein des différentes organisations, elle reste propre à chaque individu, et change lorsque l'outil et les personnes changent. Une réflexion stratégique sur les indicateurs serait bénéfique au sein de chaque organisation mais aussi entre organisations porteuses d'enjeux environnementaux. Il faut tenir compte également sur ce point du fait que, tant que les discussions ont lieu dans l'enceinte de groupes de travail incluant aussi les acteurs sectoriels et régulateurs, elles se font sur le mode de la négociation donc sans pouvoir parler ouvertement des stratégies des uns et des autres (Tombois, 2014).

3.3 Se servir du diagnostic stratégique pour identifier les acteurs clés à inclure ou exclure

Nombreux sont les travaux prescriptifs sur les indicateurs incitant à prendre en compte les différentes formes de connaissances et à faire participer les parties prenantes pour leur connaissance du système d'action et l'identification de leurs besoins (Farrell et al., 2001 ; Levrel, 2006 ; Rosenström, 2009 ; Allen, Gunderson, 2011 ; Fortier et al., 2012).

Pourtant, dans un objectif environnemental cette participation des utilisateurs ne va pas toujours de soi. En voici quelques raisons. Premièrement, il est difficile de motiver les utilisateurs potentiels très en amont des projets lorsqu'ils ne visualisent pas encore ce que seront l'indicateur proposé et son utilité. De plus, sur le plan stratégique, une telle participation des utilisateurs potentiels peut être contre-productive : certains acteurs peuvent compliquer la conception d'outils qui contribuent effectivement à l'action (par exemple en bloquant la réalisation des indicateurs ou en tentant d'influencer leur contenu). Enfin, l'implication systématique des acteurs scientifiques dans tous les projets d'outils n'est pas non plus toujours l'option la plus efficace. Dans certains cas en cherchant à améliorer la qualité scientifique de l'outil, leurs interventions peuvent maladroitement apporter des arguments à ceux qui cherchent à discréditer les outils (par exemple en relevant les incertitudes et les luttes existantes entre différentes méthodes, ou entre différentes disciplines). De

manière générale l'implication d'acteurs considérés comme externes (scientifiques, ONGE...) dans la conception d'un indicateur peut aussi avoir comme effet de faire rejeter l'outil par certains acteurs qui ont l'impression qu'il leur est imposé et le perçoivent comme une contrainte.

Nos résultats nous amènent donc à nuancer les impératifs de participation qui sont omniprésents à l'heure actuelle : il n'est pas toujours nécessaire de faire participer tous les acteurs possibles à toutes les phases du processus. Un diagnostic stratégique du système d'action permet de choisir efficacement les acteurs participant à la conception des indicateurs. Ce choix est alors un compromis entre de nombreux critères : la pertinence scientifique de l'outil, son acceptabilité mais aussi les stratégies portées par les acteurs d'environnement, les acteurs identifiés comme des cibles pour faire changer le système d'action, et les relations existantes entre ces acteurs. Les acteurs identifiés peuvent alors participer selon différentes modalités par exemple à différentes phases du processus ou dans différents groupes de travail.

4 Persévérer dans l'analyse stratégique des indicateurs de biodiversité

4.1 Une analyse stratégique complémentaire des autres approches existantes

Pour les travaux sur l'action organisée, les indicateurs constituent moins un enjeu par eux-mêmes que comme point d'entrée pour étudier l'action organisée, les considérant tantôt comme des instruments d'action publique (Lascoumes, Le Galès, 2005), tantôt comme des outils de gestion (Berry, 1983), ou encore des innovations techniques (Akrich, 1993). Nos résultats confirment cette utilité de l'analyse des indicateurs de biodiversité comme point d'entrée pour étudier le contexte général de l'action publique en matière de biodiversité, mais aussi l'utilité d'une analyse stratégique pour permettre d'étudier les indicateurs dans des situations de gestion précise. Cela nous a conduit à d'une part analyser le système d'action dans lequel ils s'insèrent et d'autre part à accompagner les acteurs qui veulent changer le système d'action à partir d'un indicateur en décrivant ses potentialités de changement. Ainsi nos travaux confortent l'intérêt d'une analyse stratégique des indicateurs, intérêt déjà illustré pour étudier différents objets : les dispositifs de gestion (Leroy, 2010), les outils économiques (Mermet, Laurans, 2014) ou encore les organisations à finalité environnementale (Guillet, 2011). L'analyse stratégique permet à la fois d'apporter des perspectives nouvelles et de pouvoir mobiliser les différents angles de lecture existants, que ce soit la sociologie (des sciences, de l'innovation ou des organisations) mais aussi les sciences de gestion (études des outils de gestion) ou encore les sciences politiques (instrumentation de l'action publique). L'analyse stratégique permet

aussi de souligner la puissance de certains de ces angles de lecture. Par exemple les travaux de B. Latour sur l'institutionnalisation (Latour, 1987), permettent de décrire et de comprendre le succès de certains indicateurs qui deviennent progressivement incontournables. Les acteurs cherchent à les institutionnaliser pour qu'il ne soit plus possible de les remettre en question, notamment dans le contexte actuel en les rendant les plus scientifiques possibles (chapitre 7).

4.2 Pourtant une difficulté récurrente à parler de stratégie avec les acteurs

Nos résultats confortent l'intérêt d'une approche stratégique des indicateurs. Pourtant la réflexion stratégique sur les indicateurs est souvent peu visible, et les acteurs rencontrés ont du mal à en parler avec l'enquêteur. Réfléchissent-ils en termes stratégiques ? Comment parler de stratégie avec les acteurs ?

Premièrement, beaucoup d'acteurs estiment que l'intérêt des indicateurs est évident. Ils partent du présupposé que « *de toute façon* » l'outil sera utile : la connaissance permettra directement ou indirectement d'enclencher l'action. Cela donne l'impression que les indicateurs sont conçus sans objectif précis ou du moins sans objectif compréhensible pour tous. Il suffirait alors de réussir à avoir un outil « *pertinent, crédible et légitime* » (Cash et al., 2003) pour que les autres acteurs l'utilisent et changent leurs pratiques, et que l'état de l'environnement s'améliore. La conséquence de ce présupposé est que la plupart des études menées par les écologues sont aussi centrées sur l'indicateur lui même plus que sur son adéquation vis-à-vis du système d'action (Jackson et al., 2000 ; Eiswerth, Haney, 2001 ; Niemeijer, de Groot, 2008 ; Ramos, Caeiro, 2010). Elles concentrent leur intérêt sur la seule construction technique d'un indicateur : représentativité, capacité à prédire des changements, facilité de mesure, variété de réponses observables, etc. (Dale et Bayeler, 2001).

Une deuxième explication possible est donnée par l'analyse du contexte de l'action. Quand les acteurs ne savent plus vraiment où en est l'action (dans un contexte difficile), ils peuvent avoir tendance à se contenter d'une réflexion instrumentale au détriment d'une réflexion stratégique. Ils se focalisent sur le renforcement de la boîte à outils, partant du principe que plus ils auront d'outils à disposition plus ils seront en capacité de s'adapter à toutes les situations (cf. chapitre 6). Ils sont dans une stratégie de renforcement de leurs compétences, en attendant des jours meilleurs.

Nous avons aussi observé un troisième cas de figure. Certains indicateurs sont conçus spécifiquement pour agir indirectement dans des situations où l'action directe par les acteurs d'environnement n'est pas possible. En effet, dans des systèmes d'action où les acteurs d'environnement et les acteurs sectoriels ont des relations tendues et conflictuelles, un indicateur peut être une manière stratégique d'amener indirectement ces derniers à agir sans qu'ils aient l'impression

d'y être contraints. Cela peut alors donner l'impression qu'il n'y a pas de réflexion stratégique. Cependant, cette stratégie est risquée : si le système d'action existant ne permet déjà pas de prendre des décisions pour mieux préserver la biodiversité, peut-il suffire de transférer à un outil cette potentialité pour que la biodiversité soit préservée ? Y aurait-il des capacités à obliger à agir dans les indicateurs que n'auraient pas les initiateurs de ces indicateurs ? Un indicateur semble parfois la solution évidente aux difficultés qu'éprouvent les acteurs d'environnement à faire changer le système d'action, sans réfléchir aux raisons qui font qu'ils n'arrivent pas à changer ce système, c'est-à-dire aux problèmes d'action qu'un diagnostic stratégique pourrait permettre de mettre en évidence.

Enfin, il est difficile d'aborder les indicateurs sous l'angle stratégique parce que certains acteurs ont du mal à assumer le fait d'être stratégique. Dans les entretiens, le mot « stratégie » a parfois une connotation négative, comme si la stratégie était un aspect de la connaissance dont il faudrait se débarrasser, voire se « purifier » (« *Nous on veut faire un truc purifié du soupçon d'être stratégique* », entretien, organisme d'expertise naturaliste national). Pourtant peu d'acteurs sont réellement naïfs sur l'existence de ces aspects stratégiques, mais la connotation négative vis-à-vis de ces aspects induit chez les acteurs de la connaissance une retenue, notamment liée au modèle classique d'indépendance entre sciences et politiques qui domine aujourd'hui (chapitre 7). Ne pas montrer les aspects stratégiques sous-jacents aux indicateurs peut aussi être une forme de stratégie : jouer sur l'expertise plus que sur le militantisme, dans un contexte d'injonction d'indépendance entre sciences et politiques (chapitre 7).

4.3 Le rôle du chercheur : ouvrir les discussions sur la dimension stratégique des indicateurs

Nous avons constaté que la réflexion stratégique sur les indicateurs est peu développée, que ce soit à l'échelle individuelle ou collective. Pour certains il s'agit effectivement d'une forme de naïveté, pour d'autres d'une stratégie maladroite (l'outil servirait à lui seul à agir), pour d'autres la stratégie existe mais est masquée dans les discours, et enfin pour d'autres encore elle est ouvertement discutée. L'ensemble de ces réactions font qu'il est difficile pour le chercheur de discuter de stratégie avec les acteurs. Pour le chercheur qui veut parler de stratégie, la méthode d'entretien doit conduire progressivement les enquêtés acteurs d'environnement à faire confiance au chercheur qui se positionne lui même en tant que tel : non comme un évaluateur externe mais comme un atout réflexif. Lorsque certains acteurs ont du mal à parler de stratégie, le chercheur peut également utiliser des tactiques pour en parler indirectement : choisir un autre vocabulaire (par exemple évoquer les difficultés rencontrées) ou parler de la stratégie des autres acteurs.

Il est difficile aussi pour les acteurs de discuter entre eux de stratégie. Assez régulièrement des

acteurs en arrivent à se demander quel est l'objectif souhaité pour l'outil sur lequel ils travaillent. Le chercheur peut alors avoir un rôle actif via la méthode d'enquête (par exemple en posant des questions qui suscitent de manière directe ou indirecte la réflexion stratégique chez l'enquêté), et via la proposition de méthodes de diagnostics stratégiques comme nous l'avons fait dans les différents chapitres transversaux (Guillet, 2011). Nous avons par exemple utilisé des restitutions-discussions pour donner une opportunité aux différents acteurs d'environnement des études de cas de discuter de leurs stratégies sur la base des diagnostics réalisés par le chercheur.

Conclusion : les indicateurs, impasses, raccourcis ou détours pour les stratégies environnementales ?

Pour conclure, revenons sur cette interrogation qui était la nôtre au départ de cette thèse : les indicateurs de biodiversité sont-ils des impasses, des raccourcis ou des détours pour les stratégies environnementales ? Après trois années d'analyse, nous concluons que ce qui compte pour agir en faveur de la biodiversité, ce n'est pas uniquement l'indicateur en lui même et sa capacité à être un raccourci entre connaissances et actions mais aussi la stratégie qui le porte et l'adéquation entre l'indicateur et cette stratégie.

Tout d'abord, dans aucun des cas étudiés les indicateurs ne sont des impasses qui ne permettraient pas du tout d'agir en faveur de l'environnement voire qui contribueraient à ce que la biodiversité soit encore moins préservée. Ces indicateurs ont toujours un apport, même s'il est indirect : amélioration de la connaissance sur l'état de la biodiversité, avancées méthodologiques, soutien aux acteurs producteurs de connaissances et plus généralement aux acteurs d'environnement, etc. Et même dans une impasse, les indicateurs de biodiversité pourraient être utiles à long terme : emprunter une impasse peut aussi constituer une stratégie d'attente « à l'abri », l'indicateur complétant la panoplie d'outils à disposition et étant utilisé quand le contexte sera plus favorable. De plus, les acteurs rencontrés ne se sont pas servis de la connaissance et surtout de l'incertitude scientifique comme alibi pour ne pas agir en attente de meilleures informations scientifiques. Cependant, ce résultat est probablement influencé par le choix des indicateurs de biodiversité étudiés. Souhaitant analyser la contribution des indicateurs de biodiversité aux stratégies des acteurs d'environnement nous avons choisi des cas d'études portés spécifiquement par ces derniers. Il serait intéressant d'étudier d'autres types d'indicateurs, par exemple des indicateurs propres à des acteurs sectoriels ou des indicateurs pour lesquels tous les acteurs de société participent, comme les indicateurs de l'observatoire national de la biodiversité.

Les indicateurs sont souvent considérés comme des raccourcis utiles pour transmettre de l'information de la connaissance vers l'action : comme une manière de se passer des acteurs pour faire cette transmission. Pourtant rares sont les cas de raccourcis réussis qui contribuent réellement à une stratégie efficace. En effet, les indicateurs sont souvent conçus en partant du principe qu'il suffira d'avoir l'outil pour que les acteurs se mettent à prendre en compte cette nouvelle connaissance ou à collaborer. Or ce raccourci n'est pas nécessairement adapté à tous les systèmes d'action (chapitre 7). Par exemple lorsque des acteurs ne veulent pas changer leur gestion (par exemple parce qu'ils ne peuvent pas au regard de leurs autres objectifs), il ne suffit pas d'utiliser un indicateur comme court-circuit pour les obliger à changer.

Les indicateurs peuvent aussi être des détours et donc des manières d'agir indirectement sur l'état de la biodiversité dans le cadre de stratégies efficaces car adaptées à certains systèmes d'action spécifiques. Par exemple, quand les relations entre acteurs sont trop tendues et qu'ils ont du mal à discuter en se basant sur les positions, un indicateur peut permettre de focaliser l'attention sur d'autres objets de discussion. En imaginant des solutions nouvelles ou en cherchant des principes légitimes, les acteurs se décalent par rapport au jeu de force tel qu'il est aujourd'hui (Fisher, Ury, 1987). Cependant, avec un détour le risque de se perdre existe aussi. À trop vouloir déconnecter connaissances et actions et passer par des chemins complexes entre connaissances et actions, certains détours peuvent conduire à des stratégies moins efficaces.

Bibliographie

AGGERI, Franck et LABATUT, Julie, 2010. La gestion au prisme de ses instruments. Une analyse généalogique des approches théoriques fondées sur les instruments de gestion. In : Finance Contrôle Stratégie. septembre 2010. n° 3, p. 5-37.

AKÇAKAYA, H Resit, BUTCHART, Stuart HM, MACE, Georgina M, STUART, Simon N et HILTON-TAYLOR, Craig, 2006. Use and misuse of the IUCN Red List Criteria in projecting climate change impacts on biodiversity. In : Global Change Biology. 2006. Vol. 12, n° 11, p. 2037-2043.

AKRICH, Madeleine, 1987. Comment décrire les objets techniques? In : Techniques & Culture. 1987. Vol. 9, p. 49-64.

AKRICH, Madeleine, 1993. Les objets techniques et leurs utilisateurs, de la conception à l'action. In : CONEIN, Bernard, DODIER, Nicolas et THÉVENOT, Laurent, Les objets dans l'action. Editions de l'EHESS. Paris : Raisons Pratiques. p. 35-57.

AKRICH, Madeleine, 1998. Les utilisateurs, acteurs de l'innovation. In : Education permanente. 1998. n° 134, p. 79-90.

ALBERO, Brigitte, 2010. La formation en tant que dispositif : du terme au concept. In : La technologie de l'éducation: recherches, pratiques et perspectives. 2010. n° 3, p. 47-59.

ALDRIDGE, Cameron L, BOYCE, Mark S et BAYDACK, Richard K, 2004. Adaptive management of prairie grouse : how do we get there? In : Wildlife society bulletin. 2004. Vol. 32, n° 1, p. 92-103.

ALPHANDÉRY, Pierre et FORTIER, Agnès, 2011. Les associations dans le processus de rationalisation des données naturalistes. In : Natures Sciences Sociétés. 2011. Vol. 19, n° 1, p. 22-30.

ANSCOMBE, Gertrude EM, 1957. Intention. Harvard : Harvard University Press.

AUTORITÉ ENVIRONNEMENTALE, 2011. Rapport annuel 2010 de l'Autorité environnementale. Paris, France. CGEDD.

AVERY, Mark, GIBBONS, David W, PORTER, Richard, TEW, Tom, TUCKER, Graham et WILLIAMS, Gwyn, 1995. Revising the British Red Data List for birds: the biological basis of UK conservation priorities. In : Ibis. 1995. Vol. 137, n° 1, p. 232-239.

AYÉ, Raffael, KELLER, Verena, MÜLLER, Werner, SPAAR, Reto et ZBINDEN, Niklaus, 2011. Révision 2010 de la Liste rouge et des espèces prioritaires de Suisse. In : Nos Oiseaux. 2011.

Vol. 58, p. 67-84.

AZAM, Anne-Sophie, GIGOT, Guillaume et SCHATZ, Bertrand, 2015. National and subnational Red Lists in European and Mediterranean countries : Current state and use for conservation. In : . Paris, France. 2015.

BAILLIE, Jonathan, HILTON-TAYLOR, Craig et STUART, Simon N, 2004. 2004 IUCN red list of threatened species: a global species assessment. Cambridge : IUCN.

BARBAULT, Robert, CHEVASSUS-AU-LOUIS, Bernard et TEYSSÈDRE, Anne, 2004. Biodiversité et changements globaux. Enjeux de société et défis pour la recherche. Paris : Association pour la diffusion de la pensée française - Ministère des affaires étrangères.

BARBIER, Marc, 1998. Pratiques de recherche et invention d'une situation de gestion d'un risque de nuisance : d'une étude de cas à une recherche-intervention. Thèse. Lyon : Université Jean-Moulin Lyon III.

BARNEIX, Marie et GIGOT, Guillaume, 2013. Listes rouges des espèces menacées et enjeux de conservation : Etude prospective pour la valorisation des Listes rouges régionales - Propositions méthodologiques. Paris, France. SPN-MNHN.

BAROUCH, Gilles, 1989. La décision en miettes : Systèmes de pensée et d'action à l'œuvre dans la gestion des milieux naturels. Paris : Editions L'Harmattan. Logiques sociales.

BARTHE, Yannick et GILBERT, Claude, 2005. Impuretés et compromis de l'expertise, une difficile reconnaissance. A propos des risques collectifs et des situations d'incertitude. In : DUMOULIN, Philippe, LABRANCHE, Laurence, ROBERT, Stéphane et WARIN, Cécile (éd.), Le recours aux experts. Raisons et usages politiques. Grenoble : Presses Universitaires de Grenoble. Symposium ; hors série. p. 43-62.

BARTHOD, Christian, 2012. Aux origines des indicateurs de gestion durable des forêts. In : Revue forestière française. 2012. Vol. 64, n° 5, p. 551-560.

BARTHOD, Christian, BARRILLON, Anne, ARCANGELI, Francois et HERMELINE, Michel, 2001. La loi d'orientation sur la forêt du 9 juillet 2001. In : Revue forestière française. 2001. Vol. 53, n° 5, p. 491-510.

BARZELAY, Michael, 2001. The New Public Management : Improving Research and Policy Dialogue. University of California Press.

BAULER, Tom, 2007. Indicators for sustainable development: A discussion of their usability. Thèse. Belgique : Université Libre de Bruxelles.

BAYET, Cyril et LE BOURHIS, Jean-Pierre, 2002. Écrire le risque. In : Étude des mécanismes d'inscription du risque inondation au niveau local. Rapport de recherche, Cevipof-CNRS, MEDD, Paris. 2002.

BECK, Silke, BORIE, Maud, CHILVERS, Jason, ESGUERRA, Alejandro, HEUBACH, Katja, HULME, Mike, LIDSKOG, Rolf, LÖVBRAND, Eva, MARQUARD, Elisabeth, MILLER, Clark, NADIM, Tahani, NEBHÖVER, Carsten, SETTELE, Josef, TURNHOUT, Esther, VASILEIADOU,

Eleftheria et GÖRG, Christoph, 2014. Towards a Reflexive Turn in the Governance of Global Environmental Expertise. The Cases of the IPCC and the IPBES. In : GAIA - Ecological Perspectives for Science and Society. 30 mai 2014. Vol. 23, n° 2, p. 80-87.

BELNA, Karine, 2015. La protection de la biodiversité, « co-bénéfice » évident ou point de tension central des programmes REDD+ élaborés en vue d'atténuer le changement climatique lié à la déforestation des forêts tropicales ? D'évaluations en négociations et de négociations en évaluations, une analyse de l'efficacité environnementale du Fonds de partenariat pour le carbone forestier (FCPF). Thèse. Paris, France : AgroParisTech.

BENHAMMOU, Farid et MERMET, Laurent, 2003. Stratégie et géopolitique de l'opposition à la conservation de la nature : le cas de l'ours des Pyrénées. In : Nature Sciences Sociétés. octobre 2003. Vol. 11, n° 4, p. 381-393.

BERGER, Peter L et LUCKMANN, Thomas, 1966. The social construction of reality : A treatise in the sociology of knowledge. United States : Anchor Books.

BERNARD, Benoît, 2006. Quand des gestionnaires se mesurent: les indicateurs au centre de la gestion forestière. France : Editions L'Harmattan.

BERNARD, Benoît, 2008. Itinéraire d'un indicateur forestier. In : Revue française de gestion. 28 février 2008. Vol. 34, n° 181, p. 97-110.

BERRY, Michel, 1983. Une technologie invisible - L'impact des instruments de gestion sur l'évolution des systèmes humains. In : Cahiers du Centre de Recherche en Gestion de l'Ecole Polytechnique. 1983. n° 1133.

BEUSCART, Jean-Samuel et PEERBAYE, Ashveen, 2006. Histoires de dispositifs. In : Terrains & travaux. 2006. n° 2, p. 3-15.

BILLÉ, Raphaël, 2004. La Gestion Intégrée du Littoral se décrète-t-elle ? Une analyse stratégique de la mise en œuvre, entre approche programme et cadre normatif. Paris, France : AgroParisTech.

BILLÉ, Raphaël, 2015. Un outil « stratégique » sans acteur et sans contextualisation : l'impasse du triage. In : MERMET, Laurent et LEMÉNAGER, Tiphaine, Développement et biodiversité : comment négocier le tournant environnemental ? Paris, France : Agence Française de Développement. Recherches.

BILLET, Philippe, 2006. La prise en compte de la faune sauvage dans le cadre des procédures d'aménagement, de gestion et d'occupation de l'espace : réalités d'une apparence juridique. In : Natures Sciences Sociétés. 2 décembre 2006. Vol. Supplément, n° 1, p. 13-21.

BIORET, Frédéric, 2010. Un siècle de phytosociologie sigmatiste en France : du temps des pionniers aux applications modernes. In : Braun-Blanquetia. 2010. Vol. 46, p. 27-40.

BLANDIN, Patrick, 2009. De la protection de la nature au pilotage de la biodiversité. France : Editions Quae. Sciences en questions.

BOLTANSKI, Luc et THÉVENOT, Laurent, 1991. De la justification. In : Les économies de la grandeur, Paris, Gallimard. 1991.

Bibliographie

- BORMANN, Bernard T, MARTIN, Jon R, WAGNER, Frederic H, WOOD, G, ALEGRIA, James, CUNNINGHAM, Patrick G, BROOKES, Martha H, FRIESEMA, Paul, BERG, Joy et HENSHAW, (Prénom), 1999. Adaptive management. In : Ecological stewardship: A common reference for ecosystem management. 1999. Vol. 3, p. 505-534.
- BOUGET, christophe, 2007. Enjeux du bois mort pour la conservation de la biodiversité et la gestion des forêts. In : Rendez-vous techniques de l'ONF. 2007. n° 16, p. 55-59.
- BOUGET, Christophe, LARRIEU, Laurent et BRIN, Antoine, 2014. Key features for saproxylic beetle diversity derived from rapid habitat assessment in temperate forests. In : Ecological Indicators. janvier 2014. Vol. 36, p. 656-664.
- BOULANGER, Paul-Marie, 2004. Les indicateurs de développement durable: un défi scientifique, un enjeu démocratique. In : Les séminaires de l'Iddri. 2004. n° 12, p. 24.
- BOULANGER, Vincent, HERMELINE, Michel et LEFEBVRE, Laurence, 2011. Est-il pertinent d'utiliser l'Indice de Biodiversité Potentielle dans la gestion courante des forêts publiques ? In : RDV techniques de l'ONF. 2011. Vol. 31.
- BOULEAU, Gabrielle, 2007. La gestion française des rivières et ses indicateurs à l'épreuve de la directive cadre. Thèse. Paris, France : AgroParisTech.
- BOUNI, Christophe, 1998. L'enjeu des indicateurs du développement durable. Mobiliser des besoins pour concrétiser des principes. In : Nature Sciences Sociétés. 1998. Vol. 6, n° 3, p. 18-26.
- BOURQUE, Reynald et THUDEROZ, Christian, 2002. Sociologie de la négociation. France : Editions La Découverte.
- BOUSSARD, Valérie, 2001. Quand les règles s'incarnent : L'exemple des indicateurs prégnants. In : Sociologie du Travail. octobre 2001. Vol. 43, n° 4, p. 533-551.
- BOUTEFEU, Benoît, 2005. L'aménagement forestier en France : à la recherche d'une gestion durable à travers l'histoire. In : VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement. 1 septembre 2005. Vol. 6, n° 2.
- BOUTEFEU, Benoit, 2009. La réforme de l'Office National des Forêts : quelles conséquences pour les forestiers publics et leur système de valeurs ? In : Revue Forestière Française. 2009. n° 6.
- BOUTEFEU, Benoit et ARNOULD, Paul, 2006. Le métier de forestier : entre rationalité et sensibilité. In : Revue Forestière Française. janvier 2006. Vol. 1, p. 61-72.
- BOWKER, Geoffrey C., 2000. Biodiversity Datadiversity. In : Social Studies of Science. 1 octobre 2000. Vol. 30, n° 5, p. 643-683.
- BRIGGS, Sue V, 2009. Priorities and paradigms: directions in threatened species recovery. In : Conservation Letters. 2009. Vol. 2, n° 3, p. 101-108.
- BRIN, Antoine, 2008. Le bois mort et les coléoptères associés dans les plantation de pin maritime (*Pinus pinaster*, L.). Bordeaux : Université de Bordeaux 1.

BROOKS, Thomas M., MITTERMEIER, Russell A., DA FONSECA, Gustavo A. B., GERLACH, Justin, HOFFMANN, Michael, LAMOREUX, John F., MITTERMEIER, RA, PILGRIM, John D. et RODRIGUES, Ana S.L., 2006. Global biodiversity conservation priorities. In : *Science*. 7 juillet 2006. Vol. 313, n° 5783, p. 58-61.

BUSQUET, Mireia Boya, 2006. Des stratégies intégrées durables : savoir écologique traditionnel et gestion adaptative des espaces et des ressources. In : *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*. 8 septembre 2006. Vol. 7, n° 2.

BUTCHART, Stuart HM, AKÇAKAYA, H Resit, CHANSON, Janice, BAILLIE, Jonathan EM, COLLEN, Ben, QUADER, Suhel, TURNER, Will R, AMIN, Rajan, STUART, Simon N et HILTON-TAYLOR, Craig, 2007. Improvements to the red list index. In : *PLoS One*. 2007. Vol. 2, n° 1, p. e140.

BUTCHART, Stuart H. M., STATTERSFIELD, Alison J, BAILLIE, Jonathan E. M., BENNUN, Leon A, STUART, Simon N., AKÇAKAYA, H Resit, HILTON-TAYLOR, Craig et MACE, Georgina M., 2005. Using Red List Indices to measure progress towards the 2010 target and beyond. In : *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. 28 février 2005. Vol. 360, n° 1454, p. 255-268.

BUTCHART, Stuart H. M, STATTERSFIELD, Alison J, BENNUN, Leon A, SHUTES, Sue M, AKÇAKAYA, H. Resit, BAILLIE, Jonathan E. M, STUART, Simon N, HILTON-TAYLOR, Craig et MACE, Georgina M, 2004. Measuring Global Trends in the Status of Biodiversity: Red List Indices for Birds. In : *PLoS Biol*. 26 octobre 2004. Vol. 2, n° 12, p. 383.

BUTCHART, Stuart H. M., WALPOLE, Matt, COLLEN, Ben, VAN STRIEN, Arco, SCHARLEMANN, Jörn P. W., ALMOND, Rosamunde E. A., BAILLIE, Jonathan E. M., BOMHARD, Bastian, BROWN, Claire, BRUNO, John, CARPENTER, Kent E., CARR, Geneviève M., CHANSON, Janice, CHENERY, Anna M., CSIRKE, Jorge, DAVIDSON, Nick C., DENTENER, Frank, FOSTER, Matt, GALLI, Alessandro, GALLOWAY, James N., GENOVESI, Piero, GREGORY, Richard D., HOCKINGS, Marc, KAPOV, Valerie, LAMARQUE, Jean-Francois, LEVERINGTON, Fiona, LOH, Jonathan, MCGEOCH, Melodie A., MCRAE, Louise, MINASYAN, Anahit, MORCILLO, Monica Hernández, OLDFIELD, Thomasina E. E., PAULY, Daniel, QUADER, Suhel, REVENGA, Carmen, SAUER, John R., SKOLNIK, Benjamin, SPEAR, Dian, STANWELL-SMITH, Damon, STUART, Simon N., SYMES, Andy, TIERNEY, Megan, TYRRELL, Tristan D., VIÉ, Jean-Christophe et WATSON, Reg, 2010. Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. In : *Science*. 28 mai 2010. Vol. 328, n° 5982, p. 1164-1168.

CALLMANDER, Martin W, SCHATZ, George E et LOWRY, Porter P, 2005. IUCN Red List assessment and the Global Strategy for Plant Conservation: taxonomists must act now. In : *Taxon*. 2005. p. 1047-1050.

CALLMANDER, Martin W, SCHATZ, George E, LOWRY, PP, LAIVAO, Michel O, RAHARIMAMPIONONA, Jeannie, ANDRIAMBOLOLONERA, Sylvie, RAMINOSOA, Tantely et CONSIGLIO, Trisha K, 2007. Identification of priority areas for plant conservation in Madagascar using Red List criteria: rare and threatened Pandanaceae indicate sites in need of protection. In : *Oryx*. 2007. Vol. 41, n° 2, p. 168.

CALLON, Michel, 1986. *Éléments pour une sociologie de la traduction: la domestication des*

Bibliographie

coquilles Saint-Jacques et des marins-pêcheurs dans la baie de Saint-Brieuc. In : L'Année sociologique (1940/1948). 1986. p. 169-208.

CALLON, Michel, 1999. La sociologie peut-elle enrichir l'analyse économique des externalités? Essai sur la notion de cadrage-débordement. In : Innovation et performance. D. Forau et J. Mairesse. France : EHESS. p. 399 - 431.

CALLON, Michel, LASCOUMES, Pierre et BARTHE, Yannick, 2001. Agir dans un monde incertain - Essai sur la démocratie technique. France : Seuil.

CASH, David, CLARK, William, ALCOCK, Frank, DICKSON, Nancy, ECKLEY, Noelle et JÄGER, Jill, 2002. RWP02-046 : Salience, credibility, legitimacy and boundaries : linking research, assessment and decision making. Cambridge, MA. John F. Kennedy School of Government Harvard University.

CASH, David et CLARK, William C., 2001. From Science to Policy: Assessing the Assessment Process. In : SSRN eLibrary. novembre 2001.

CGEDD, 2014. 009290-01 : Les plans nationaux d'actions en faveur des espèces menacées. Une politique à refonder. Paris, France. Conseil général de l'environnement et du développement durable.

CHABASON, Lucien et VAN DEN HOVE, Sybille, 2009. The Debate on an intergovernmental science-policy platform on biodiversity and ecosystem services (IPBES): Exploring gaps and needs. In : Idées Pour le Débat. 2009. n° 01.

CHALAYER ROUCHON, Sylvie, PEREZ, Muriel et TEYSSIER, Christine, 2006. L'influence des facteurs organisationnels et stratégiques sur l'appropriation des outils comptables et financiers. In : Management & Avenir. 2006. Vol. 9, n° 3, p. 127.

CHARTIER, Denis et OLLITRAULT, Sylvie, 2005. Les ONG d'environnement dans un système international en mutation : des objets non identifiés? In : AUBERTIN, Catherine, Représenter la nature ? : ONG et biodiversité. IRD. Paris : IRD.

CHARVOLIN, Florian et OLLIVIER, Guillaume, 2014. La création de l'IPBES : un exercice de diplomatie de la biodiversité à l'interface science-politique. Séminaire pragmatisme et conflictualité : la critique des pouvoirs en régime de controverse. Paris, France. 7 février 2014. p. 15.

CHAUVIN, Christophe et PIROCHE, Jean Noël, 2004. Gestion forestière et ingénierie écologique. In : Ingénieries Eau Agriculture Territoires. 2004. n° spécial Ingénierie écologique, p. 37-45.

CHIAPELLO, Eve et GILBERT, Patrick, 2013. Sociologie des outils de gestion. Paris : La découverte.

CINOTTI, Bruno, 2002. La mise en œuvre de Natura 2000 en forêt privée. Exemple de Nord – Picardie. In : Ingénieries. 2002. n° Spécial- Aménagement forestier.

CLARK, William C., TOMICH, Thomas P., VAN NOORDWIJK, Meine, GUSTON, David, CATACUTAN, Delia, DICKSON, Nancy M. et MCNIE, Elizabeth, 2011. Boundary work for

sustainable development: Natural resource management at the Consultative Group on International Agricultural Research (CGIAR). In : Proceedings of the National Academy of Sciences [en ligne]. 15 août 2011.

CLAVEL, J., PISCART, C., HERBINET, B., LIVOREIL, B. et ZAGATTI, P., 2013. Evaluation scientifique de l'indicateur « Proportion d'espèces métropolitaines éteintes ou menacées dans les listes rouges ». In : Evaluation scientifique des indicateurs de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité. Paris : FRB éditeur.

CLEMENTS, Frederic Edward, 1920. Plant indicators: the relation of plant communities to process and practice. United States : Carnegie Institution of Washington.

COHEN, Michael D, MARCH, James G et OLSEN, Johan P, 1972. A garbage can model of organizational choice. In : Administrative science quarterly. 1972. p. 1-25.

COLLAR, Nigel J, 1996. The reasons for red data books. In : Oryx. 1996. Vol. 30, n° 2, p. 121-130.

COLSON, Aurélien, 2010. Penser la négociation en science politique : retour aux sources et perspectives de recherche. In : Négociations. 18 janvier 2010. Vol. n° 12, n° 2, p. 93-106.

CONVENTION SUR LA DIVERSITÉ BIOLOGIQUE, 2010. 3ème édition des Perspectives mondiales de la diversité biologique. Montréal, Canada.

COREAU, Audrey, NOWAK, Claire et MERMET, Laurent, 2013. L'expertise pour les politiques nationales de biodiversité en France : quelles stratégies face aux mutations en cours ? In : VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement. 1 octobre 2013. n° Volume 13 Numéro 2.

COUVET, Denis, JIGUET, F., JULLIARD, Romain et LEVREL, Harold, 2007. Indicateurs et observatoires de biodiversité. In : Biosystema. 2007. n° 25, p. 83-90.

COUVET, Denis, JIGUET, F., JULLIARD, Romain, LEVREL, Harold et TEYSSÈDRE, Anne, 2007. Les indicateurs de biodiversité et le modèle PER. In : TEYSSÈDRE, Anne, Quelle nature voulons-nous? Paris : MNHN.

COUVET, D., JIGUET, F., JULLIARD, R. et LEVREL, H., 2004. Les indicateurs de biodiversité. In : Biodiversité et changements globaux. France : Ministère des Affaires Etrangères, ADPF.

CROZIER, Michel, 1963. Le phénomène bureaucratique: essai sur les tendances bureaucratiques des systèmes d'organisation modernes et sur leurs relations en France avec le système social et culturel. France : Université de Paris. Faculté des lettres.

CROZIER, Michel et FRIEDBERG, Erhard, 1977. L'acteur et le système: les contraintes de l'action collective. Paris : Editions du Seuil.

CRPF MIDI-PYRÉNÉES et IDF, 2009. L'Indice de Biodiversité Potentielle (IBP) Méthode de notation des peuplements. France.

CYERT, Richard M et MARCH, James G, 1963. A behavior theory of the firm. In : Blacwell: London. 1963.

Bibliographie

- DALE, Virginia H. et BEYELER, Suzanne C., 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. In : *Ecological Indicators*. août 2001. Vol. 1, n° 1, p. 3-10.
- DAMME, L Van, RUSSELL, J S, DOYON, F, DUINKER, P N, GOODING, T, HIRSCH, K, ROTHWELL, R et RUDY, A, 2003. The development and application of a decision support system for sustainable forest management on the Boreal Plain. In : *Journal of Environmental Engineering and Science*. juin 2003. Vol. 2, n° S1, p. S23-S34.
- DAVID, Albert, 1998. Outils de gestion et dynamique du changement. In : *Revue française de gestion*. 1998. n° 120, p. 44-59.
- DAVID, Albert, 2004. Etude de cas et généralisation scientifique en sciences de gestion. 13ème conférence de l'AIMS. In : *Normandie-vallée de Seine, AIMS*. 2004.
- DAVID, Albert, HATCHUEL, Armand et LAUFER, Romain, 2008. Les nouvelles fondations des sciences de gestion. Paris : Vuibert.
- DAVIS, Kevin E., KINGSBURY, Benedict et MERRY, Sally Engle, 2012. Indicators as a Technology of Global Governance. In : *Law & Society Review*. 2012. Vol. 46, n° 1, p. 71-104.
- DE MOMBYNES-LEMÉNAGER, Tiphaine Gaudefroy, 2007. L'entreprise, stratège et négociateur en matière d'environnement: le cas de la filière hydroélectrique d'EDF. Paris, France : AgroParisTech.
- DESROSIÈRES, Alain, 1993. La politique des grands nombres. Histoire de la raison statistique. In : Paris, La Découverte. 1993.
- DESROSIÈRES, Alain, 2003. Les qualités des quantités. In : *Courrier des statistiques*. 2003. n° 105-106, p. 13.
- DESROSIÈRES, Alain, 2008. Gouverner par les nombres. France : Presses de l'Ecole des mines.
- DESROSIÈRES, Alain, 2014. Prouver et gouverner: une analyse politique des statistiques publiques. France : La découverte.
- DE THIERSANT, Marue-Paule et DELIRY, Cyrille, 2008. Liste Rouge des Vertébrés Terrestres de la région Rhône-Alpes. Région Rhône-Alpes. CORA Faune Sauvage.
- DEUFFIC, Philippe, 2010. Du bois mort pour la biodiversité. Des forestiers entre doute et engagement. In : *Revue Forestière Française*. 2010. Vol. 62, n° 1, p. p-71.
- DEUFFIC, Philippe, GINELLI, Ludovic, BALLON, P. et GOSSELIN, Frédéric, 2012. La biodiversité forestière, un nouveau référentiel pour les forestiers et les chasseurs? In : FLEURY, Cynthia et PRÉVOT-JULLIARD, Anne-Caroline, L'exigence de la réconciliation. Biodiversité et société,. Essais. France : Fayard. p. 195-209.
- DE VAUJANY, François-Xavier, 2005. De la conception à l'usage : vers un management de l'appropriation des outils de gestion. Collombelles : Editions Management et Société. Questions de société.

DREAL CENTRE - SERVICE EAU ET BIODIVERSITÉ, 2012. CarNET-B : bilan de la phase pilote en région Centre. 26 mars 2012. France : DREAL-Centre.

DUINKER, Peter N, 2001. Criteria and Indicators of Sustainable Forest Management in Canada: Progress and Problems in Integrating Science and Politics at the local level. In : EFI Proceedings. 2001. n° 38.

DUPONT, Christophe et AUDEBERT, Patrick, 1994. La négociation: applications et exercices. France : Dalloz.

DUPRÉ, Lucie et MICOUD, André, 2007. Savoirs publics sur la nature et politiques publiques de l'environnement: rôle et place des naturalistes amateurs et des professionnels. In : Des sciences citoyennes. 2007. p. 219-232.

EISWERTH, Mark E et HANEY, J.Christopher, 2001. Maximizing conserved biodiversity: why ecosystem indicators and thresholds matter. In : Ecological Economics. août 2001. Vol. 38, n° 2, p. 259-274.

EKEN, Güven, BENNUN, Leon, BROOKS, Thomas M, DARWALL, Will, FISHPOOL, Lincoln DC, FOSTER, Matt, KNOX, David, LANGHAMMER, Penny, MATIKU, Paul et RADFORD, Elizabeth, 2004. Key biodiversity areas as site conservation targets. In : BioScience. 2004. Vol. 54, n° 12, p. 1110-1118.

ELISSALDE-VIDEMENT, L, 2004. Guide méthodologique sur la modernisation de l'inventaire des zones naturelles d'intérêt écologique, faunistique et floristique,. Paris. Service du patrimoine naturel, Muséum national d'histoire naturelle. Collection Patrimoines Naturels.

EMBERGER, Celine, LARRIEU, Laurent et GONIN, Pierre, 2013. Dix facteurs clés pour la diversité des espèces en forêt. Comprendre l'Indice de Biodiversité Potentielle (IBP). Paris, France. IDF. Document technique.

EMERIT, Alexandre, 2001. Etude des processus de décision collective de choix d'implantation de barrages-réservoirs. Exemples de l'alimentation en eau potable du bassin rennais et du projet de barrage sur la Trézence (Charente Maritime). DEA d'Economie de l'environnement et des ressources naturelles. Paris, France. Agroparistech.

ENTREPRISE POUR L'ENVIRONNEMENT, 2013. Mesurer et piloter la biodiversité. Paris, France. EPE.

FAILING, Lee et GREGORY, Robin, 2003. Ten common mistakes in designing biodiversity indicators for forest policy. In : Journal of Environmental Management. juin 2003. Vol. 68, n° 2, p. 121-132.

FCBN, 2012. Espèces non protégées en France à l'échelon national, inscrites à l'annexe I de la Convention de Berne. Paris, France.

FÉDÉRATION NATIONALE DES COMMUNES FORESTIÈRES, 2012. Recueil d'expériences en forêt communale sur l'Indice de Biodiversité Potentielle (IBP). Paris. FNCoFor.

FELDMANN, Philippe et PRAT, Daniel, 2011. Conservation recommendations from a large survey

of French orchids. In : *European Journal of Environmental Sciences*. 2011. Vol. 1, n° 2.

FISHER, Roger et URY, William, 1987. *Getting to yes*. United States : Simon & Schuster Sound Ideas.

FITTER, Richard et FITTER, Maisie, 1984. *The Road to Extinction: Problems of Categorizing the Status of Taxa Threatened with Extinction: Proceedings of a Symposium Held by the Species Survival Commission*. In : . Madrid : IUCN. 7 novembre 1984.

FITZPATRICK, UNA, MURRAY, TOMÁS E, PAXTON, ROBERT J et BROWN, MARK JF, 2007. Building on IUCN regional red lists to produce lists of species of conservation priority: a model with Irish bees. In : *Conservation Biology*. 2007. Vol. 21, n° 5, p. 1324-1332.

FLEISCHMANN, Kenneth R., 2006. *Boundary Objects with Agency: A Method for Studying the Design–Use Interface*. In : *The Information Society*. 2006. Vol. 22, n° 2, p. 77-87.

FLEURY, Cynthia et PRÉVOT-JULLIARD, Anne-Caroline, 2012. *L'exigence de la réconciliation: Biodiversité et société*. France : Fayard.

FOLCHER, Viviane et RABARDEL, Pierre, 2004. 15. Hommes, artefacts, activités: perspective instrumentale. In : FALZON, Pierre, *Ergonomie*. France : Presses Universitaires de France. p. 251-268.

FORTIER, Agnès, 2010. Quand la concertation produit de l'évitement. La mise en œuvre de Natura 2000 en région Nord-Pas-de-Calais. In : *Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie*. 1 octobre 2010.

FOSSAT, Julia, PELLETIER, Dominique et LEVREL, Harold, 2009. *Projet SINP - Synthèse des indicateurs institutionnels de biodiversité marine et côtière*. In : . 1 décembre 2009.

FOUCAULT, Michel, 1975. *Surveiller et punir*. In : *Naissance de la prison*. 1975.

FRANKHAM, Richard, BRADSHAW, Corey JA et BROOK, Barry W, 2014. Genetics in conservation management: revised recommendations for the 50/500 rules, Red List criteria and population viability analyses. In : *Biological Conservation*. 2014. Vol. 170, p. 56-63.

FRIEDBERG, Erhard, 1993. *Le pouvoir et la règle: dynamiques de l'action organisée*. Paris : Ed. du Seuil.

FUNTOWICZ, Silvio O. et RAVETZ, Jerome R., 1993. Science for the post-normal age. In : *Futures*. septembre 1993. Vol. 25, n° 7, p. 739-755.

GAILLARD, Matthieu, 2014. *La modernisation des zones naturelles d'intérêt écologique faunistique et floristique (ZNIEFF) et le programme CarNET B au service de la trame verte et bleue en Lorraine. Rapport intermédiaire - Approche d'un diagnostic de la biodiversité en Lorraine*. France. Neomys.

GÄRDENFORS, Ulf, HILTON-TAYLOR, Craig, MACE, Georgina M. et RODRÍGUEZ, Jon Paul, 2001. The Application of IUCN Red List Criteria at Regional Levels. In : *Conservation Biology*. 2001. Vol. 15, n° 5, p. 1206–1212.

- GIERYN, Thomas F., 1983. Boundary-Work and the Demarcation of Science from Non-Science: Strains and Interests in Professional Ideologies of Scientists. In : *American Sociological Review*. décembre 1983. Vol. 48, n° 6, p. 781.
- GIRIN, Jacques, 1990. L'analyse empirique des situations de gestion: éléments de théorie et de méthode. In : *Epistémologies et sciences de gestion, Economica*. 1990. p. 141–182.
- GLASER, Barney et STRAUSS, Anselm, 1967. *The Discovery of Grounded Theory : Strategies for Qualitative Research*. United States : Aldine Transaction.
- GOFFAUX, Robin, GOLDRINGER, Isabelle, BONNEUIL, Christophe, MONTALENT, Pierre et BONNIN, Isabelle, 2011. Quels indicateurs pour suivre la diversité génétique des plantes cultivées ? Paris. Fondation pour la recherche sur la biodiversité. Rapports FRB, série Expertise et synthèse.
- GONIN, Pierre et LARRIEU, Laurent, 2013. v3.3 : Méthodes de relevé de l'Indice de Biodiversité Potentielle (IBP). France. CNPF-IDF, INRA Dynafor.
- GONIN, Pierre et LARRIEU, Laurent, 2014. L'Indice de Biodiversité Potentielle (IBP) : 6 ans de Recherche & Développement à l'échelle nationale. In : CST du CNPF. France. 17 septembre 2014.
- GONIN, Pierre, LARRIEU, Laurent, EMBERGER, C. et DECONCHAT, Marc, 2014. L'indice de Biodiversité Potentielle (IBP) : 5 ans de développement à l'échelle national. In : *Naturalité, vers une autre culture des eaux & des forêts*. Chambéry : Lavoisier. 17 septembre 2014.
- GONIN, Pierre, LARRIEU, Laurent et MARTEL, S., 2012. L'indice de biodiversité potentielle (IBP) en région méditerranéenne. In : *Forêt méditerranéenne*. juin 2012. Vol. XXXIII, n° 2, p. 133-143.
- GOSSELIN, Frédéric, 2004. Intégrer recherche scientifique en écologie et gestion dans le cadre de l'ingénierie écologique: intérêts et limites. In : *Ingénieries EAT*. 2004. p. 113-120.
- GOSSELIN, Marion et LAROUSSINIE, Olivier, 2004. Biodiversité et gestion forestière. Connaître pour préserver. Synthèse bibliographique. GIP Ecofor. 2004.
- GOUÉDARD, Catherine et RABARDEL, Pierre, 2012. Pouvoir d'agir et capacités d'agir : une perspective méthodologique ? In : *Perspectives interdisciplinaires sur le travail et la santé*. 30 octobre 2012. n° 14-2.
- GOURDAIN, Philippe, PONCET, Laurent, CORDIER, J. et VERNIER, F., 2011. Cartographie Nationale des Enjeux Territorialisés de Biodiversité remarquable (CARNET B) - Inventaires de la biodiversité remarquable (volet 2. Flore) sur deux régions pilotes : La Lorraine et la région Centre. Paris, France. Service du patrimoine naturel, Muséum national d'histoire naturelle.
- GOURDAIN, Philippe, PONCET, Laurent, HAFFNER, Patrick, SIBLET, Jean-Philippe, OLIVEREAU, Francis et HESSE, Sébastien, 2011. Cartographie Nationale des Enjeux Territorialisés de Biodiversité remarquable (CARNET B) - Inventaires de la biodiversité remarquable (volet 1. Faune) sur deux régions pilotes : La Lorraine et la région Centre. Paris, France. Service du patrimoine naturel, Muséum national d'histoire naturelle.
- GRANJOU, Céline et MAUZ, Isabelle, 2008. Un « impératif scientifique » pour l'action publique ?

In : socio-logos. 2008.

GRANJOU, Céline et MAUZ, Isabelle, 2009. Quand l'identité de l'objet-frontière se construit chemin faisant. In : *Revue d'anthropologie des connaissances*. 2009. Vol. 3, 1, n° 1, p. 29.

GRANJOU, Céline, MAUZ, Isabelle, LOUVEL, Séverine et TOURNAY, Virginie, 2013. Assessing Nature? The Genesis of the Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES). In : *Science Technology & Society*. 1 mars 2013. Vol. 18, n° 1, p. 9-27.

GRANJOU, Isabelle Mauz et Céline, 2011. Rendre visibles les « travailleurs invisibles » ? In : *Terrains & travaux*. 18 août 2011. Vol. n° 18, n° 1, p. 121-139.

GUDMUNDSSON, H, 2004. The Policy Use of Environmental Indicators - Learning from Evaluation Research. In : *Journal of Transdisciplinary Environmental Studies*. 2004. Vol. 2, n° 2.

GUDMUNDSSON, Henrik, LEHTONEN, Marku, BAULER, Tom, SEBASTIEN, Léa et MORSE, Stephen, 2009. Process and results of analytical framework and typology development for POINT. In : *Deliverable D5, EU-FP7 project POINT, theme SSH-2007-6.1. 1: Current Use of and Emerging Needs for Indicators in Policy*. 2009.

GUDMUNDSSON, Henrik et SØRENSEN, Claus Hedegaard, 2013. Some use—Little influence? On the roles of indicators in European sustainable transport policy. In : *Ecological Indicators*. décembre 2013. Vol. 35, p. 43-51.

GUILLET, Fanny, 2011. Une analyse stratégique pour l'organisation à finalité environnementale. Le cas d'une ONGE, la Tour du Valat, centre de recherche pour la conservation des zones humides méditerranéennes. Thèse. France : Université de Cergy-Pontoise, CIRED, AgroParisTech.

GUILLET, Fanny et MERMET, Laurent, 2015. L'expertise, composante essentielle mais insuffisante des stratégies pour la biodiversité : le cas de la démoustication en Camargue (France). In : *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement [en ligne]*. n° Volume 13 Numéro 2.

GUSTON, David, CLARK, W. C., KEATING, Terry, CASH, David, MOSER, Susanne C, MILLER, Clark et POWERS, Charles, 2000. Report of the Workshop on Boundary Organizations in Environmental Policy and Science. 2000. Etats-Unis : Rutgers University, the Environmental and Occupational Health Sciences Institute at Rutgers University, and UMDNJ-RWJMS, and the Global Environmental Assessment Project.

GUSTON, David H., 2001. Boundary Organizations in Environmental Policy and Science: An Introduction. In : *Science, Technology and Human Values*. 2001. Vol. 26, n° 4, p. 399-408.

HALPERN, Charlotte, LASCOUMES, Pierre et LE GALÈS, Patrick, 2014. L'instrumentation de l'action publique: Controverses, résistances, effets. Paris : Presses de Sciences Po.

HAMEL, Gary et PRAHALAD, CK, 1989. To revitalize corporate performance, we need a whole new model of strategy. In : *Harvard business review*. 1989. Vol. 67, n° 3, p. 63-76.

HATCH, Mary Jo et CUNLIFFE, Ann L, 2009. Théorie des organisations : de l'intérêt de perspectives multiples. De Boeck Supérieur.

- HATCHUEL, Armand et MOLET, Hughues, 1986. Rational modelling in understanding and aiding human decision-making: About two case studies. In : *European Journal of Operational Research*. janvier 1986. Vol. 24, n° 1, p. 178-186.
- HAUGUEL, Jean-Christophe, 2013. Version n°3a : Inventaires des bryophytes de la Picardie : raretés, protections, menaces et statuts. Bailleul. Centre régional de phytosociologie agréé Conservatoire Botanique National de Bailleul.
- HAYWARD, Matt W, 2011. Using the IUCN Red List to determine effective conservation strategies. In : *Biodiversity and Conservation*. 2011. Vol. 20, n° 12, p. 2563-2573.
- HEINK, Ulrich et KOWARIK, Ingo, 2010. What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. In : *Ecological Indicators*. mai 2010. Vol. 10, n° 3, p. 584-593.
- HEZRI, Adnan A., 2004. Sustainability indicator system and policy processes in Malaysia: a framework for utilisation and learning. In : *Journal of Environmental Management*. décembre 2004. Vol. 73, n° 4, p. 357-371.
- HEZRI, Adnan A. et DOVERS, Stephen R., 2006. Sustainability indicators, policy and governance: Issues for ecological economics. In : *Ecological Economics*. 1 novembre 2006. Vol. 60, n° 1, p. 86-99.
- HILTON-TAYLOR, Craig et MITTERMEIER, Russell A, 2000. 2000 IUCN red list of threatened species. Gland, Switzerland : IUCN.
- HLADY RISPAL, Martine, 2002. La méthode des cas: Application à la recherche en gestion. France : De Boeck Supérieur.
- HOFFMANN, Michael, BROOKS, Thomas M, DA FONSECA, Gustavo A. B., HAWKINS, AF, JAMES, RE, LANGHAMMER, Penny, MITTERMEIER, Russell A, PILGRIM, John D., RODRIGUES, Ana S.L. et SILVA, JM, 2008. Conservation planning and the IUCN Red List. In : *Endangered Species Research*. 2008. Vol. 6, n° 2, p. 113-125.
- HOLLING, Crawford S, 1978. Adaptive environmental assessment and management. In : *Adaptive environmental assessment and management*. 1978.
- HOLMAN, Nancy, 2009. Incorporating local sustainability indicators into structures of local governance: a review of the literature. In : *Local Environment*. 2009. Vol. 14, n° 4, p. 365-375.
- HOUDET, Joël, 2008. Intégrer la biodiversité dans les stratégies des entreprises - le Bilan Biodiversité des organisations. Paris, France. Fondation pour la recherche sur la biodiversité - Orée.
- HUITEMA, Dave et TURNHOUT, Esther, 2009. Working at the science-policy interface: a discursive analysis of boundary work at the Netherlands Environmental Assessment Agency. In : *Environmental Politics*. 2009. Vol. 18, n° 4, p. 576-594.
- ICHTER, Jean, SAVIO, Laura et PONCET, Laurent, 2012. Programme CarHAB (Cartographie des végétations de France). Synthèse des expériences européennes de cartographie de la végétation - Rapport final. Paris, France. Service du patrimoine naturel, Muséum national d'histoire naturelle.

IFN, 2001. Les indicateurs de gestion durable des forêts françaises. France.

IFN, 2010. Les indicateurs de gestion durable des forêts françaises. France.

JACKSON, Laura E., KURTZ, Janis et FISHER, William S., 2000. Evaluation Guidelines for Ecological Indicators. Washington, D.C. United States Environmental Protection Agency.

JANTET, Eudoxie, 2012. Un tiers des plantes d'Île-de-France sont menacées de disparition. In : 20 minutes. Paris, 19 janvier 2012. p. 1.

JASANOFF, Sheila, PINCH, Trevor, MARKLE, Gerald E. et PETERSON, James C., 2001. Handbook of Science and Technology Studies. United States : SAGE Publications.

JONES, Julia P. G., COLLEN, Ben, ATKINSON, Giles, BAXTER, Peter W. J., BUBB, Philip, ILLIAN, Janine B., KATZNER, Todd E., KEANE, Aidan, LOH, Jonathan, MCDONALD-MADDEN, Eve, NICHOLSON, Emily, PEREIRA, Henrique M., POSSINGHAM, Hugh P., PULLIN, Andrew S., RODRIGUES, Ana S. L., RUIZ-GUTIERREZ, Viviana, SOMMERVILLE, Matthew et MILNER-GULLAND, E. J., 2011. The why, what, and how of global biodiversity indicators beyond the 2010 target. In : Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology. juin 2011. Vol. 25, n° 3, p. 450-457.

JØRSTAD, Einar et SKOGEN, Ketil, 2010. The Norwegian Red List between science and policy. In : Environmental Science & Policy. avril 2010. Vol. 13, n° 2, p. 115-122.

JUSLÉN, Aino, HYVÄRINEN, Esko et VIRTANEN, Laura K., 2013. Application of the Red-List Index at a National Level for Multiple Species Groups. In : Conservation Biology. avril 2013. Vol. 27, n° 2, p. 398-406.

KEITH, David A., RODRÍGUEZ, Jon Paul, RODRÍGUEZ-CLARK, Kathryn M., NICHOLSON, Emily, AAPALA, Kaisu, ALONSO, Alfonso, ASMUSSEN, Marianne, BACHMAN, Steven, BASSET, Alberto, BARROW, Edmund G., BENSON, John S., BISHOP, Melanie J., BONIFACIO, Ronald, BROOKS, Thomas M., BURGMAN, Mark A., COMER, Patrick, COMÍN, Francisco A., ESSL, Franz, FABER-LANGENDOEN, Don, FAIRWEATHER, Peter G., HOLDAWAY, Robert J., JENNINGS, Michael, KINGSFORD, Richard T., LESTER, Rebecca E., NALLY, Ralph Mac, MCCARTHY, Michael A., MOAT, Justin, OLIVEIRA-MIRANDA, María A., PISANU, Phil, POULIN, Brigitte, REGAN, Tracey J., RIECKEN, Uwe, SPALDING, Mark D. et ZAMBRANO-MARTÍNEZ, Sergio, 2013. Scientific Foundations for an IUCN Red List of Ecosystems. In : PLoS ONE. mai 2013. Vol. 8, n° 5, p. e62111.

KELLER, Verena et BOLLMANN, Kurt, 2004. From red lists to species of conservation concern. In : Conservation Biology. 2004. Vol. 18, n° 6, p. 1636-1644.

KERR, A., 1990. Canada's national environmental indicators project. In : CCCE. 1990.

KING, C., GUNTON, J., FREEBAIRN, D., COUTTS, J. et WEBB, I., 2000. The sustainability indicator industry: where to from here? A focus group study to explore the potential of farmer participation in the development of indicators. In : Australian Journal of Experimental Agriculture. 1 janvier 2000. Vol. 40, n° 4, p. 631-642.

LABBOUZ, Benoit, 2014. Sécurité alimentaire et futurs de l'agriculture mondiale – Comprendre un

forum prospectif international en pleine émergence et réfléchir aux façons d'y intervenir. Thèse. Paris, France : AgroParisTech.

LAFORGUE, Denis, 2015. Essais de sociologie institutionnaliste. Paris : L'Harmattan. Logiques sociales.

LARRIEU, Laurent et CABANETTES, Alain, 2012. Species, live status, and diameter are important tree features for diversity and abundance of tree microhabitats in subnatural montane beech–fir forests¹¹This article is one of a selection of papers from the International Symposium on Dynamics and Ecological Services of Deadwood in Forest Ecosystems. In : Canadian Journal of Forest Research. juillet 2012. Vol. 42, n° 8, p. 1433-1445.

LARRIEU, Laurent, CABANETTES, Alain, BRIN, Antoine, BOUGET, Christophe et DECONCHAT, Marc, 2014. Tree microhabitats at the stand scale in montane beech–fir forests: practical information for taxa conservation in forestry. In : European Journal of Forest Research. 1 mars 2014. Vol. 133, n° 2, p. 355-367.

LARRIEU, Laurent, CABANETTES, Alain et DELARUE, Antoine, 2012. Impact of silviculture on dead wood and on the distribution and frequency of tree microhabitats in montane beech–fir forests of the Pyrenees. In : European Journal of Forest Research. 1 mai 2012. Vol. 131, n° 3, p. 773-786.

LARRIEU, Laurent et GONIN, Pierre, 2008. L'indice de biodiversité potentielle (ibp): une méthode simple et rapide pour évaluer la biodiversité potentielle des peuplements forestiers. France. CRPF-IDF.

LARRIEU, Laurent et GONIN, Pierre, 2010. L'indice de biodiversité potentielle ou IBP : un outil pratique au service de la biodiversité ordinaire des forêts. In : Forêt entreprise. janvier 2010. n° 190, p. 52-57.

LARRIEU, Laurent et GONIN, Pierre, 2014. mise à jour du 03/03/2014 : L'Indice de Biodiversité Potentielle (IBP). « Foire aux questions ». France. CNPF-IDF, INRA Dynafor.

LASCOUMES, Pierre, 1994. L'Eco-pouvoir. Environnements et politiques. Paris : La Découverte.

LASCOUMES, Pierre et LE GALÈS, Patrick, 2005. L'action publique saisie par ses instruments. In : Gouverner par les instruments. Paris : Presses de Sciences Po. Nouveaux débats. p. 370.

LASCOUMES, Pierre et LE GALÈS, Patrick, 2012. Sociologie de l'action publique: Domaines et approches. France : Armand Colin.

LATOUR, Bruno, 1987. Science in Action: How to Follow Scientists and Engineers Through Society. Harvard : Harvard University Press.

LATOUR, Bruno, 1991. Nous n'avons jamais été modernes. Paris : La découverte.

LATOUR, Bruno, 1999. Politiques de la nature: comment faire entrer les sciences en démocratie. Paris : La découverte.

LATOUR, Bruno, 2006. Changer de société, refaire de la sociologie. Paris : La découverte.

Bibliographie

LATOUR, Bruno, 2008. Pour un dialogue entre science politique et science studies. In : *Revue française de science politique*. 4 septembre 2008. Vol. 58, n° 4, p. 657-678.

LAURANS, Yann, RANKOVIC, Aleksandar, BILLÉ, Raphaël, PIRARD, Romain et MERMET, Laurent, 2013. Use of ecosystem services economic valuation for decision making: Questioning a literature blindspot. In : *Journal of Environmental Management*. avril 2013. Vol. 119, p. 208-219.

LAVOUX, Thierry et FÉMÉNIAS, Alain, 2011. 007411-01 : Compétences et professionnalisation des bureaux d'études au regard de la qualité des études d'impact (évaluations environnementales). Paris, France. CGEDD.

LAWRENCE, Paul R, LORSCH, Jay W et GARRISON, James S, 1967. *Organization and environment: Managing differentiation and integration*. United States : Division of Research, Graduate School of Business Administration, Harvard University Boston, MA.

LE BOURHIS, Jean-Pierre, 2009. DRE, DRAE, DIREN, DREAL. Eléments pour une histoire de l'administration territoriale de l'Environnement en France. In : *Pour mémoire, Revue du Comité d'histoire du MEEDDM*. 2009. Vol. été 2009, n° 6, p. 9-23.

LE BOURHIS, Jean-Pierre et MARTINAIS, Emmanuel, 2014. Quelle architecture institutionnelle pour le développement durable ? La restructuration des services régionaux du ministère de l'écologie. In : *Revue française d'administration publique*. 28 juillet 2014. Vol. 149, n° 1, p. 223-237.

LE GALÈS, Patrick, 1995. Du gouvernement des villes à la gouvernance urbaine. In : *Revue française de science politique*. 1995. Vol. 45, n° 1, p. 57-95.

LEHTONEN, Markku, 2011. Indicateurs énergétiques au Royaume-Uni : instruments de « politique fondée sur les preuves » ? In : *Les instruments d'action publique : Mise en discussion théorique*. Paris : Sciences Po. janvier 2011. p. 16.

LE JEANNIC, Françoise, 2013. Structure de la forêt privée en 2012. Des objectifs de production pour un tiers des propriétaires. In : *Agreste Primeur*. décembre 2013. n° 306, p. 4.

LE MONDE AVEC AFP, 2012. Liste rouge de la flore en France : plus de 500 plantes en danger. In : *Le Monde*. 23 octobre 2012.

LEROY, Maya, 2006. *Gestion stratégique des écosystèmes du fleuve Sénégal: actions et inactions publiques internationales*. France : Editions L'Harmattan.

LEROY, Maya, 2010. Fondements critiques de l'analyse de la performance environnementale des dispositifs de développement durable. In : *Management, mondialisation, écologie: regards critiques en science de gestion*, Paris, Hermès science publications. 2010.

LEROY, Maya et LAURIOL, Jacques, 2011. 25 ans de Développement Durable: de la récupération de la critique environnementale à la consolidation d'une dynamique de normalisation. In : *Gestion*. 2000. 2011. Vol. 28, n° 2, p. 127-145.

LEVREL, Harold, 2006. *Biodiversité et développement durable : quels indicateurs ?* Paris : Ecole des Hautes Etudes en Sciences Sociales (EHESS).

- LEVREL, Harold, 2008. Les indicateurs de développement durable : proposition de critères d'évaluation au regard d'une approche évolutionniste de la décision. In : *Revue Française de Socio-Économie*. 2008. Vol. 2, n° 2, p. 199.
- LEVREL, Harold, 2011. Les indicateurs, entre science et politique. In : *Espaces naturels*. janvier 2011. n° 33, p. 22-23.
- LEVREL, Harold, BOUAMRANE, M., ISSA, M. S., KANE, L., KARIMOU, A., MAIGA, M., MILLOGO, J. et PITY, B., 2006. Co-construction dans six réserves de biosphère d'Afrique de l'Ouest: à la recherche d'indicateurs d'interactions pour gérer la biodiversité. In : Bouamrane, M. (dir. pub.), *Biodiversité et acteurs: des itinéraires de concertation. La contribution des réserves de biosphère*, UNESCO, Paris. 2006. p. 53-64.
- LEVREL, Harold, FOSSAT, Julia et PELLETIER, Dominique, 2010. Les indicateurs de biodiversité marine et côtière : État des lieux institutionnel. In : [VertigO] *La revue électronique en sciences de l'environnement*. 2010. Vol. 10, n° 2.
- LEVREL, Harold, LOÏS, Grégoire et COUVET, Denis, 2007. Indicateurs de biodiversité pour les forêts françaises. État des lieux et perspectives. In : *RFF*. 2007. Vol. 59, n° 1, p. 45-56.
- LINARD, Monique, 2002. Conception de dispositifs et changement de paradigme en formation. In : *Éducation permanente*. 2002. n° 152, p. 143-155.
- LINARÈS, Marianne, 2013. Élaboration d'indicateurs régionaux de biodiversité - La démarche auvergnate. France. Rapports du Service Eau, Biodiversité, Ressources de la DREAL Auvergne.
- LINDBLOM, Charles E, 1959. The science of « muddling through ». In : *Public administration review*. 1959. p. 79-88.
- LORINO, Philippe et TARONDEAU, Jean-Claude, 2006. De la stratégie aux processus stratégiques. In : *Revue française de gestion*. 1 janvier 2006. Vol. 32, n° 160, p. 307-328.
- LORINO, Philippe et TEULIER, Régine, 2005. Entre connaissance et organisation : l'activité collective : L'entreprise face au défi de la connaissance. France : Editions La Découverte.
- MACE, Georgina M et BAILLIE, Jonathan E. M, 2007. The 2010 Biodiversity Indicators: Challenges for Science and Policy. In : *Conservation Biology*. 1 décembre 2007. Vol. 21, n° 6, p. 1406-1413.
- MACE, Georgina M, COLLAR, Nigel J, COOKE, J, GASTON, Kevin J, GINSBERG, JR, LEADER-WILLIAMS, N, MAUNDER, M et MILNER-GULLAND, E. J., 1992. The development of new criteria for listing species on the IUCN Red List. In : *Species*. 1992. Vol. 19.
- MACE, Georgina M et STUART, Simon N, 1994. IUCN Red List Categories, Version 2.2. In : *Species*. 1994. Vol. 21-22, p. 13-24.
- MAGNANON, Sylvie, 2009. Méthode et critères de révision des listes de plantes protégées : Etat des lieux et propositions. Paris, France. FCBN.
- MANI, Romain, 2011. Evaluation de la pertinence de l'Indice de biodiversité potentielle au niveau

Bibliographie

d'une forêt. Paris. Agroparistech- CRPF île-de-France et Centre. Mémoire de fins d'études, FIF 19ème promotion.

MARCH, James G et OLSEN, Johan P, 1989. Rediscovering institutions: the organizational basis of politics. New York : Free Press.

MARTIN, Dominique Philippe et PICCEU, Christian, 2007. Outils de gestion et pilotage dynamique de l'action collective. In : Finance, Contrôle, Stratégie. 2007. Vol. 10, n° 3, p. 75-110.

MATHEVET, Raphaël, LEPART, Jacques et MARTY, Pascal, 2013. Du bon usage des ZNIEFF pour penser les territoires de la biodiversité. In : Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie. 16 juillet 2013. n° Vol. 4, n° 1.

MAUGERI, Salvatore, 2001. Délit de gestion. Paris : La Dispute.

MCLAIN, Rebecca J. et LEE, Robert G., 1996. Adaptive management: Promises and pitfalls. In : Environmental Management. 1 juillet 1996. Vol. 20, n° 4, p. 437-448.

MEDDTL, 2011. Rapport au premier ministre accompagnant le projet de décret relatif aux études d'impact. Paris.

MÉRIGUET, Bruno, BORGES, Alexis et ZAGATTI, Pierre, 2010. Suivi et évaluation de la faune des coléoptères saproxyliques de 3 parcs départementaux de Seine-Saint-Denis. France. OPIE.

MERMET, Laurent, 1992. Stratégies pour la gestion de l'environnement: la nature comme jeu de société? Paris, France : Editions L'Harmattan.

MERMET, Laurent, 2010. La négociation comme mode de composition dans les systèmes d'action complexes. In : Négociations. 18 janvier 2010. Vol. 12, n° 2, p. 119-130.

MERMET, Laurent, 2011. Strategic Environmental Management Analysis: Addressing the Blind Spots of Collaborative Approaches. Paris. IDDRI. Collection idées pour le débat.

MERMET, Laurent, 2012. Un tramway pour Cancun : quelles perspectives pour la recherche en négociation sur les dossiers environnementaux complexes ? In : Négociations. 30 mai 2012. Vol. n° 17, n° 1, p. 63-75.

MERMET, Laurent, 2014. L'ambivalence et l'ambiguïté, fondations mouvantes de la négociation. In : Négociations. 25 avril 2014. Vol. 21, n° 1, p. 147-160.

MERMET, Laurent et BARNAUD, Geneviève, 1997. Les systèmes de caractérisation des zones humides : construire l'expertise sous pression politique. In : Natures Sciences Sociétés. 1997. Vol. 5, n° 2, p. 31-40.

MERMET, Laurent et BENHAMMOU, Farid, 2005. Prolonger l'inaction environnementale dans un monde familier : la fabrication stratégique de l'incertitude sur les ours du Béarn. In : Ecologie & politique. 1 juin 2005. Vol. N°31, n° 2, p. 121-136.

MERMET, Laurent, BILLE, Raphael et LEROY, Maya, 2010. Concern-focused evaluation for ambiguous and conflicting policies: an approach from the environmental field. In : American

Journal of Evaluation. 2010.

MERMET, Laurent, BILLÉ, Raphaël, LEROY, Maya, NARCY, Jean-Baptiste et POUX, Xavier, 2005. L'analyse stratégique de la gestion environnementale : un cadre théorique pour penser l'efficacité en matière d'environnement. In : Natures Sciences Sociétés. avril 2005. Vol. 13, n° 2, p. 127-137.

MEUNIER, Jean-Pierre, 1999. Dispositif et théories de la communication: deux concepts en rapport de codétermination. In : «Le dispositif : entre usage et concept»--Dispositif et médiation des savoirs. Louvain-la-Neuve, Belgique : CNRS Editions. 1999.

MEYER, Morgan, 2009. Objet-frontière ou Projet-frontière ? In : Revue d'anthropologie des connaissances. 2009. Vol. 3, n° 1, p. 127.

MINTZBERG, Henry, 1998. Structure et dynamique des organisations. Paris : Editions d'Organisation.

MINTZBERG, Henry, 1999. Safari en pays stratégie: l'exploration des grands courants de la pensée stratégique. Paris : Village Mondial.

MINTZBERG, Henry, 2004. Le management : Voyage au centre des organisations. 2e édition revue et corrigée. Paris : Editions d'Organisation.

MINTZBERG, Henry et WATERS, James A., 1985. Of strategies, deliberate and emergent. In : Strategic Management Journal. 1 juillet 1985. Vol. 6, n° 3, p. 257-272.

MOISDON, J. C, 1997. Du mode d'existence des outils de gestion. Paris : Ed. Seli Arslan.

MOMBYNES, Tiphaine GAUDEFRY DE et MERMET, Laurent, 2003. La stratégie d'une ONG internationale d'environnement - articuler biologie et management, action publique et concurrence. In : Gérer et Comprendre. Annales des Mines. septembre 2003. n° 73.

MOUREY, Damien, 2006. Crise de l'instrumentation de gestion ou crise du paradigme décisionnel ? Le cas de la mise en œuvre d'une démarche de benchmarking interne dans un contexte d'action complexe, politique et incertain. In : 27ème congrès de l'AFC. France. mai 2006.

NICHOLSON, Emily, COLLEN, Ben, BARAUSSE, Alberto, BLANCHARD, Julia L., COSTELLOE, Brendan T., SULLIVAN, Kathryn M. E., UNDERWOOD, Fiona M., BURN, Robert W., FRITZ, Steffen, JONES, Julia P. G., MCRAE, Louise, POSSINGHAM, Hugh P. et MILNER-GULLAND, E. J., 2012. Making Robust Policy Decisions Using Global Biodiversity Indicators. In : PLoS ONE. juillet 2012. Vol. 7, n° 7, p. e41128.

NIEMEIJER, David, 2002. Developing indicators for environmental policy: data-driven and theory-driven approaches examined by example. In : Environmental Science & Policy. avril 2002. Vol. 5, n° 2, p. 91-103.

NIEMEIJER, David et DE GROOT, Rudolf S., 2008. A conceptual framework for selecting environmental indicator sets. In : Ecological Indicators. janvier 2008. Vol. 8, n° 1, p. 14-25.

NIEMELÄ, Jari, 2000. Biodiversity monitoring for decision-making. In : Annales Zoologici

Fennici. 29 décembre 2000. Vol. 37, p. 307-317.

NIEMI, Gerald J. et MCDONALD, Michael E., 2004. Application of Ecological Indicators. In : Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics. 31 décembre 2004. Vol. 35, p. 89-111.

NIVET, Cécile, BONHÊME, Ingrid et PEYRON, Jean-Luc, 2012. Les indicateurs de biodiversité forestière - Synthèse des réflexions issues du programme de recherche « Biodiversité, gestion forestière et politiques publiques ». Paris, France. GIP Ecofor - MEDDE.

NOWOTNY, Helga, 1992. Redrawing the Boundaries Between Science and Politics: Toward a Postmodern Version of Speaking Truth to Power. In : Science and Sustainability: Selected Papers on IIASA's 20th Anniversary. 1992. p. 181.

OBSERVATOIRE DE LA BIODIVERSITÉ DU NORD-PAS-DE-CALAIS, 2011. L'analyse des indicateurs de 2010. mai 2011. France.

OLIVIER DE SARDAN, Jean-Pierre, 1995. La politique du terrain Sur la production des données en anthropologie. In : Enquête. 1995. Vol. 1, p. 71-109.

OLIVIER, Jean, HENDOUX, Frédéric, GAUDILLAT, Vincent et DESHAYES, Michel, 2011. Cadre méthodologique pour une cartographie nationale des végétations naturelles et semi-naturelles terrestres en France (2010-2018, et au delà). Paris. FCBN, MNHN-SPN, Cemagref, MEEDDM.

OTT, Wayne R, 1978. Environmental indices: theory and practice. In : Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan. 1978.

PALMER, MA, HODGETTS, NG, WIGGINTON, MJ et STEWART, NF, 1997. The application to the British flora of the World Conservation Union's revised Red List criteria and the significance of Red Lists for species conservation. In : Biological Conservation. 1997. Vol. 82, n° 2, p. 219-226.

PERNOT, Coryse, 2012. Comparaison de structure et de biodiversité entre des forêts exploitées et non exploitées en France: bilan des données acquises et premières perspectives. In : Rapport de stage. Master. 2012. Vol. 2.

PEZET, Eric, 2004. Discipliner et gouverner: influence de deux thèmes foucaaldiens en sciences de gestion. In : Finance Contrôle Stratégie. 2004. Vol. 7, n° 3, p. 169-189.

PINTON, Florence, ALPHANDÉRY, Pierre, BILLAUD, Jean-Paul, DEVERRE, Christian, FORTIER, Agnès et LEFEBVRE, Catherine, 2006. La construction du réseau Natura 2000 en France: une politique européenne de conservation de la biodiversité à l'épreuve du terrain. Paris : la Documentation française.

POPY, Simon, 2010. Étude de préfiguration d'un Observatoire Régional de la Biodiversité pour le Languedoc-Roussillon Bases de réflexion pour la constitution d'un jeu d'indicateurs. France.

PORTER, Theodore M., 1996. Trust in Numbers: The Pursuit of Objectivity in Science and Public Life. United States : Princeton University Press.

POSSINGHAM, Hugh P, ANDELMAN, Sandy J, BURGMAN, Mark A, MEDELLÍN, Rodrigo A, MASTER, Larry L et KEITH, David A, 2002. Limits to the use of threatened species lists. In :

Trends in Ecology & Evolution. 2002. Vol. 17, n° 11, p. 503-507.

PREGERNIG, Michael, 2010. Bridging the boundary between science and policy: Bioregional assessments as exercises of boundary spanning. Vienna, Austria. University of Natural Resources and Applied Life Sciences.

PROVENZANO, Elsa, 2014. Une liste rouge recense les amphibiens et reptiles menacés en Aquitaine. In : 20 minutes. Bordeaux, 20 mai 2014.

PÜLZL, Helga et RAMETSTEINER, Ewald, 2009. Indicator development as ‘boundary spanning’ between scientists and policy-makers. In : Science and Public Policy. 1 décembre 2009. Vol. 36, n° 10, p. 743-752.

RABARDEL, Pierre, 2007. Instrument, activité et développement du pouvoir d’agir. In : Recherches. 1 janvier 2007. p. 251-265.

RAIFFA, Howard, 1982. The art and science of negotiation. Harvard : Harvard University Press.

RAMETSTEINER, Ewald, PÜLZL, Helga, ALKAN-OLSSON, Johanna et FREDERIKSEN, Pia, 2011. Sustainability indicator development—Science or political negotiation? In : Ecological Indicators. janvier 2011. Vol. 11, n° 1, p. 61-70.

REEVER MORGHAN, Kimberly J., SHELEY, Roger L. et SVEJCAR, Tony J., 2006. Successful Adaptive Management—The Integration of Research and Management. In : Rangeland Ecology & Management. mars 2006. Vol. 59, n° 2, p. 216-219.

REYNAUD, Jean-Daniel, 1989. Les règles du jeu. L’action collective et la régulation sociale. Paris : Armand Colin.

REYNAUD, Jean-Daniel, 1995. Le conflit, la négociation et la règle. Toulouse : Octarès.

ROBERT, Solène, WITTÉ, Isabelle et PONCET, Laurent, 2014. Notice d’utilisation des produits de synthèse et indicateurs développés en phase test du programme CarNET B – Version de travail. Paris. Service du patrimoine naturel, Muséum national d’histoire naturelle.

ROBERT, Solène, WITTÉ, Isabelle, PONCET, Laurent, DIONIS DU SÉJOUR, Antoine et HESSE, Sébastien, 2014. CarNET-B - Bilan préliminaire de la phase test - Version 1. Paris. Service du patrimoine naturel, Muséum national d’histoire naturelle.

RODRIGUES, Ana S.L., PILGRIM, John D., LAMOREUX, John F., HOFFMANN, Michael et BROOKS, Thomas M., 2006. The value of the IUCN Red List for conservation. In : Trends in Ecology & Evolution. février 2006. Vol. 21, n° 2, p. 71-76.

RODRÍGUEZ, Jon Paul, RODRIGUÈZ-CLARK, KATHRYN M, BAILLIE, Jonathan EM, ASH, Neville, BENSON, John, BOUCHER, Timothy, BROWN, Claire, BURGESS, Neil D, COLLEN, BEN et JENNINGS, Michael, 2011. Establishing IUCN red list criteria for threatened ecosystems. In : Conservation Biology. 2011. Vol. 25, n° 1, p. 21-29.

ROSSI, Magali et VALLAURI, Daniel, 2013. Évaluer la naturalité. Guide pratique, version 1.2. WWF Marseille.

Bibliographie

- RYDIN, Yvonne, 2007. Indicators as a governmental technology? The lessons of community-based sustainability indicator projects. In : *Environment and Planning D: Society and Space*. 2007. Vol. 25, n° 4, p. 610 – 624.
- SAREWITZ, Daniel et PIELKE JR., Roger A., 2007. The neglected heart of science policy: reconciling supply of and demand for science. In : *Environmental Science & Policy*. février 2007. Vol. 10, n° 1, p. 5-16.
- SAVOURE-SOUBELET, Audrey, 2013. Evolution des PNA : éléments méthodologiques. Proposition d'un protocole d'établissement d'une liste d'espèces prioritaires. Paris, France. Service du patrimoine naturel, Muséum national d'histoire naturelle.
- SAYAGH, Shahinaz, JULLIEN, Agnès et VENTURA, Anne, 2014. Rôle des acteurs dans le processus d'élaboration de projets routiers. In : *Développement durable et territoires*. Économie, géographie, politique, droit, sociologie. 26 mai 2014.
- SCIEUR, Philippe, 2011. *Sociologie des organisations - 3e éd. - Introduction à l'analyse de l'action collective organisée*. 3e édition. Paris : Armand Colin.
- SCOTT, J Michael, GOBLE, Dale D, HAINES, Aaron M, WIENS, John A et NEEL, Maile C, 2010. Conservation-reliant species and the future of conservation. In : *Conservation Letters*. 2010. Vol. 3, n° 2, p. 91-97.
- SIMON, Herbert Alexander, 1969. *The Sciences of the Artificial*. Cambridge, USA : MIT Press.
- STAR, Susan Leigh, 2010. Ceci n'est pas un objet-frontière ! In : *Revue d'anthropologie des connaissances*. 2010. Vol. Vol 4, 1, n° 1, p. 18.
- STAR, Susan Leigh et GRIESEMER, James R., 1989. Institutional Ecology, 'Translations' and Boundary Objects: Amateurs and Professionals in Berkeley's Museum of Vertebrate Zoology, 1907-39. In : *Social Studies of Science*. 1 août 1989. Vol. 19, n° 3, p. 387-420.
- STRAUSS, Anselm L, 1978. *Negotiations: Varieties, contexts, processes, and social order*. Brasil : SciELO.
- SZABO, Judit K., BUTCHART, Stuart H. M., POSSINGHAM, Hugh P. et GARNETT, Stephen T., 2012. Adapting global biodiversity indicators to the national scale: A Red List Index for Australian birds. In : *Biological Conservation*. avril 2012. Vol. 148, n° 1, p. 61-68.
- TARAVELLA, Philippe Le Prestre et Romain, 2009. Pouvoirs et limites des réseaux d'expertise. In : *Annuaire*. 1 janvier 2009. p. 199-209.
- THÉVENOT, Laurent et DESROSIÈRES, Alain, 1988. Les catégories socio-professionnelles. In : *Paris: La Découverte*. 1988.
- THUAL, François, 1996. *Méthodes de la géopolitique*. In : *Paris: Editora Ellipses*. 1996.
- TOMBOIS, Chloé, 2014. *Petites conversations entre amis - Comment s'organisent les réflexions stratégiques pour l'action publique en faveur de la biodiversité ?* Paris, France. Agroparistech.

- TRÉPOS, Jean-Yves, 1996. La sociologie de l'expertise. Paris : Presses Universitaires de France.
- TREYER, Sébastien, 2010. Bringing more collective and shared expertise in global food security debate: Lessons learned from existing panels of experts at the interface of international negotiation processes. In : . Informal workshop organized by France, Argentina, Brazil and Germany with the support of IFAD, FAO, Cirad, Iddri, and Bioversity International. France. 2010.
- TURNHOUT, Esther, 2003. Ecological Indicators in Dutch Nature Conservation: Science and Policy Intertwined in the Classification and Evaluation of Nature. Amsterdam : Het Spinhuis.
- TURNHOUT, Esther, HISSCHEMÖLLER, Matthijs et EIJSACKERS, Herman, 2007. Ecological indicators: Between the two fires of science and policy. In : Ecological Indicators. avril 2007. Vol. 7, n° 2, p. 215-228.
- TURNHOUT, Esther, NEVES, Katja et LIJSTER, Elisa de, 2014. 'Measurementality' in biodiversity governance: knowledge, transparency, and the Intergovernmental Science–Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES). In : Environment and Planning A. 2014. Vol. 46, n° 3, p. 581 – 597.
- UICN, 2012. Lignes directrices pour l'application des Critères de la Liste rouge de l'UICN aux niveaux régional et national : Version 4.0. Gland, Suisse et Cambridge, Royaume-Uni.
- UICN FRANCE, 2011. Guide pratique pour la réalisation de Listes rouges régionales des espèces menacées- Méthodologie de l'UICN & démarche d'élaboration. Paris, France.
- UICN FRANCE, 2014a. Indicateurs de biodiversité pour les collectivités territoriales : cadre de réflexion et d'analyse pour les territoires. Paris, France. UICN France.
- UICN FRANCE, 2014b. Le reporting biodiversité des entreprises et ses indicateurs. Etat des lieux et recommandations. Paris, France. UICN France.
- UICN FRANCE, FNE, MNHN et FCBN, 2011. Note de présentation du projet d'appui à l'élaboration des Listes rouges régionales des espèces menacées. novembre 2011.
- UICN SPECIES SURVIVAL COMMISSION, 2001. IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. Gland, Suisse et Cambridge, Royaume-Uni.
- URFALINO, Philippe, 2007. La décision par consensus apparent: nature et propriétés. In : Revue européenne des sciences sociales. 2007. p. 47-70.
- VAN DEN HOVE, Sybille, 2007. A rationale for science–policy interfaces. In : Futures. septembre 2007. Vol. 39, n° 7, p. 807-826.
- VANDEVELDE, Jean-Christophe, 2013. Les choix de tracé des grandes infrastructures de transport : quelle place pour la biodiversité ? In : Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie. 16 juillet 2013. n° Vol. 4, n° 1.
- VANDEVELDE, Jean-Christophe, PENONE, Caterina, LEVIOL, Isabelle et KERBIRIOU, Christian, 2012. Grandes infrastructures de transport et biodiversité. Quelle prise en compte ? In : FLEURY, Cynthia et PRÉVOT-JULLIARD, Anne-Caroline, L'exigence de la réconciliation.

Biodiversité et société. Essais. Paris : Fayard. p. 195-209.

VANPEENE-BRUHIER, Sylvie et DALBAN-CANASSY, Julie, 2006. Etat des lieux de la connaissance et des attentes des acteurs sur l'impact des infrastructures de transport terrestre sur les paysages et les écosystèmes. France. CEMAGREF, Projet Ittecop.

VANPEENE-BRUHIER, Sylvie, PISSARD, Pierre-André et KOPF, Martin, 2013. Prise en compte de la biodiversité dans les projets d'aménagement : comment améliorer la commande des études environnementales ? In : Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie. 11 février 2013. n° Vol. 4, n° 1.

VIÉ, Jean-Christophe, HILTON-TAYLOR, Craig, POLLOCK, Caroline, RAGLE, James, SMART, Jane, STUART, Simon N et TONG, Rashila, 2009. The IUCN Red List: a key conservation tool. In : Wildlife in a changing world—An analysis of the 2008 IUCN Red List of Threatened Species. 2009. p. 184.

VIÉ, Jean-Christophe, HILTON-TAYLOR, Craig et STUART, Simon N, 2009. Wildlife in a changing world: an analysis of the 2008 IUCN Red List of threatened species. IUCN.

VINCK, Dominique, 1999. Les objets intermédiaires dans les réseaux de coopération scientifique: Contribution à la prise en compte des objets dans les dynamiques sociales. In : Revue française de sociologie. avril 1999. Vol. 40, n° 2, p. 385-414.

VOHLAND, Katrin, MLAMBO, Musa C., HORTA, Luiz Domeignoz, JONSSON, Bege, PAULSCH, Axel et MARTINEZ, Sylvia I., 2011. How to ensure a credible and efficient IPBES? In : Environmental Science & Policy. décembre 2011. Vol. 14, n° 8, p. 1188-1194.

WIZNIAK, Jules, 2012. L'usage des ZNIEFF au contentieux administratif. In : Colloque ZNIEFF 2012. Paris. 12 juin 2012.

YIN, Robert K, 1984. Case study research: Design and methods. United States : SAGE Publications.

ZACCAÏ, E et BAULER, T, 2004. Les indicateurs de développement durable. In : Le dictionnaire du développement durable. 2004.

ZAMIN, Tara J., BAILLIE, Jonathan E. M., MILLER, Rebecca M., RODRÍGUEZ, Jon Paul, ARDID, Ana et COLLEN, Ben, 2010. National Red Listing Beyond the 2010 Target. In : Conservation Biology. août 2010. Vol. 24, n° 4, p. 1012-1020.

ZARTMAN, William, 1977. Negotiation as a joint decision-making process. In : Journal of Conflict Resolution. 1977. Vol. 21, n° 4, p. 619-638.

ZITTOUN, Philippe, 2014. La fabrique politique des politiques publiques: une approche pragmatique de l'action publique. Paris : Presses de Sciences Po.

Table des matières

Sommaire.....	1
Résumé.....	2
Remerciements.....	3
Introduction générale.....	5
Des indicateurs de biodiversité intrigants.....	5
1 Une omniprésence des indicateurs de biodiversité qui a suscité notre questionnement de recherche.....	6
1.1 Une multiplication des projets de production d'indicateurs de biodiversité.....	6
1.2 Des indicateurs dont l'utilité et l'utilisation suscitent un questionnement chez les acteurs et chercheurs.....	8
1.3 Et pourtant des indicateurs fortement désirés.....	10
2 Interroger l'utilité des indicateurs au regard de l'efficacité de l'action des acteurs porteurs d'une intention environnementale : notre projet.....	12
2.1 Centrer l'analyse sur les acteurs et leurs stratégies.....	12
2.2 Replacer l'étude des indicateurs au sein de systèmes d'action.....	12
2.3 Interroger l'efficacité de l'action des acteurs porteurs d'une intention sur la biodiversité.....	13
3 Organiser la thèse pour répondre à cette interrogation.....	14
PARTIE 1 : Problématique, théories et démarche d'analyse.....	17
Chapitre 1 : Les indicateurs vus par les sciences sociales.....	19
1 Indicateurs et recherches en sociologie des sciences et sociologie politique.....	20
1.1 Les indicateurs comme objets-frontières, pour décrire la coopération entre sciences et politiques.....	20
1.2 Les indicateurs comme innovations socio-techniques pour comprendre l'émergence et l'adoption d'outils.....	22
1.2.1 Sociologie de la traduction et points de passage obligés.....	22
1.2.2 Adaptation réciproque de l'objet technique et de son environnement.....	23
1.2.3 Indicateurs et représentations du monde.....	24
2 Indicateurs et recherches sur l'action organisée (sciences de gestion, sciences politiques, et sociologie des organisations).....	26
2.1 Les indicateurs comme outils et dispositifs de gestion pour analyser leurs effets sur l'action collective.....	26
2.2 Les indicateurs comme instruments d'action publique pour analyser les mutations de l'action publique.....	28
2.3 Les indicateurs comme armes stratégiques pour observer les modifications de relations de pouvoir.....	29
Chapitre 2 : Une analyse stratégique de la contribution des indicateurs à une action efficace.....	33

1 Les IB comme outils à visée informative et évaluative pour contribuer à une action efficace.....	33
1.1 Notre préoccupation intellectuelle : quelle est la contribution des indicateurs à une action efficace des acteurs porteurs d'une préoccupation environnementale ?.....	34
1.1.1 Étudier les indicateurs en se focalisant sur les acteurs porteurs d'une préoccupation environnementale et sur leurs stratégies.....	34
1.1.2 Étudier les indicateurs en se centrant sur l'efficacité de l'action.....	35
1.2 Notre objet d'étude : les indicateurs comme outils à visée informative et évaluative	37
1.2.1 La visée informative des indicateurs : créer de l'information d'intérêt à partir d'autres informations.....	38
1.2.2 La visée évaluative des indicateurs : interpréter la réalité au regard des valeurs et d'objectifs.....	40
2 L'analyse stratégique de la gestion de l'environnement (ASGE) : placer l'efficacité au cœur d'une démarche pour analyser l'action d'un acteur porteur de changement.....	43
2.1 Des travaux affichant une visée normative et ayant une vision systémique des situations de gestion.....	44
2.2 Prendre au sérieux les intentions des acteurs.....	45
2.2.1 Acteurs d'environnement, acteurs régulateurs et acteurs sectoriels.....	45
2.2.2 Intentions et stratégies des acteurs	49
2.3 Un corpus de départ : des travaux sur la connaissance et l'expertise ayant déjà mobilisé le cadre conceptuel de l'ASGE.....	50
2.3.1 L'impossible connexion directe entre connaissances et actions.....	50
2.3.2 La fabrication de l'incertitude comme stratégie de pouvoir au service de l'inaction environnementale.....	51
2.3.3 Les outils d'expertise pour développer les ressources et compétences des AE.....	52
3 Une analyse stratégique basée sur des analyses de cas.....	53
3.1 Une double interrogation : du terrain par les théories et des théories par le terrain.....	53
3.2 Une analyse à partir d'études de cas.....	55
Conclusion de la partie 1.....	57
PARTIE 2 : Analyse des cas.....	59
Introduction de la partie 2 : choix des études de cas et méthodologie.....	61
1 Choix des études de cas : similarités et complémentarités.....	61
1.1 Une entrée dans le vif du sujet par des entretiens exploratoires.....	61
1.2 Présentation rapide des études de cas.....	62
1.3 Complémentarité de ces études de cas.....	64
2 Méthodologie : de l'enquête de terrain à la « restitution-discussion ».....	66
2.1 L'entretien qualitatif	67
2.2 L'analyse de documents.....	68
2.3 L'observation in situ.....	69
2.4 La restitution-discussion.....	70
Chapitre 3 : Les listes rouges.....	73
Instituer des listes d'espèces menacées pour mieux connaître mais aussi mieux argumenter	73
1 Historique rapide d'un outil désormais adopté par tous.....	74
1.1 Des listes d'espèces menacées d'extinction.....	74
1.2 50 ans de listes rouges à l'international et en France.....	76
1.2.1 Avant les années 2000 : prédominance des listes rouges mondiales.....	76

1.2.2 Milieu des années 2000 : la montée en puissance des LR nationales et régionales.....	78
1.3 État des lieux des listes rouges régionales en France en 2015.....	81
1.3.1 Hétérogénéité d'avancement en fonction des régions et des taxons.....	82
1.3.2 Hétérogénéité en partie dépendante des ressources financières et des compétences naturalistes disponibles.....	83
2 Intérêt environnemental des listes rouges : un potentiel de systématisation de l'information pour renforcer le système d'action existant.....	85
2.1 Construction d'un objet écologique aujourd'hui reconnu par tous : l'espèce menacée.....	86
2.1.1 LR et émergence du concept d'espèce menacée.....	86
2.1.2 LR et débats sur l'écologie de certaines espèces.....	88
2.1.3 Un focus sur les espèces menacées parfois trop restreint.....	89
2.2 Apport pour la connaissance naturaliste et les acteurs de la connaissance naturaliste.....	90
2.2.1 Acquérir des connaissances naturalistes.....	91
2.2.2 Soutenir les acteurs de la connaissance naturaliste.....	93
2.3 Un apport notable pour l'action en faveur de l'environnement.....	97
2.3.1 Une liste d'interprétation de la réglementation sur les espèces protégées.....	97
2.3.2 Un indicateur utilisé dans l'évaluation des politiques publiques.....	100
2.3.3 Un outil utile pour prioriser les actions de conservation.....	101
2.3.4 Améliorer le référentiel normatif et pousser à l'action politique.....	105
3 Mettre en scène l'aspect scientifique des LR pour les rendre plus crédibles et légitimes.....	109
3.1 Un outil considéré comme « scientifique ».....	109
3.1.1 Crédibilité d'une méthodologie conçue et validée par des scientifiques légitimes.....	109
3.1.2 Crédibilité d'une méthodologie limitant le dire d'expert.....	110
3.1.3 Légitimité d'une évaluation partenariale et collégiale par des experts.....	112
3.1.4 Crédibilité d'une validation par des organismes légitimes : MNHN, SPN et CSRPN.....	114
3.2 Des discours sur la « scientificité » de l'outil pour que son utilisation pour argumenter ne puisse être remise en question.....	116
3.2.1 Un modèle de référence : l'institution « scientifique ».....	117
3.2.2 Conférer plus de scientificité à l'outil pour l'instituer.....	119
Chapitre 4 : CarNET-B.....	125
La confrontation de deux logiques d'utilisation des indicateurs : celles des aménageurs et celles des acteurs porteurs de connaissances naturalistes.....	125
1 Le programme CarNET-B : d'un besoin ressenti à la création d'un package SIG.....	127
1.1 Le sentiment partagé d'un besoin de meilleures connaissances sur la biodiversité en amont des projets d'infrastructures.....	127
1.1.1 Depuis 30 ans la connaissance naturaliste est utilisée pour diminuer l'impact environnemental des projets.....	127
1.1.2 Le « traumatisme » du Pique-prune : la prise de conscience de l'impact économique et social potentiel d'une anticipation insuffisante des impacts environnementaux.....	130
1.1.3 Diminuer encore plus l'impact environnemental des projets par une meilleure connaissance en amont des projets.....	131

1.2 Lancement d'un programme pour combler ce besoin : CarNET-B.....	134
1.2.1 Un projet conjoint de la DIT et de la DEB, deux directions du ministère de l'écologie.....	134
1.2.2 Organisation du programme.....	135
1.2.3 Choix de deux régions pilotes : la Lorraine et le Centre.....	136
1.3 Mise en œuvre du programme CarNET-B.....	136
1.3.1 Élaboration d'une méthodologie par le SPN.....	136
1.3.2 Réalisation d'inventaires par les associations naturalistes locales et remontées des données au SPN.....	137
1.4 Création et test d'un package CarNET-B.....	138
1.4.1 Réalisation d'un package composé d'indicateurs.....	138
1.4.2 Test du package sur des régions et projets pilotes : des difficultés à conclure sur l'intérêt du package proposé.....	140
2 Impact environnemental réalisé et potentiel de l'outil : un impact fort sur la connaissance et plus indirect sur l'action.....	143
2.1 Un apport indéniable en terme d'informations sur la présence des espèces	143
2.1.1 Nombre de données centralisées.....	143
2.1.2 Mise en place d'un système de collecte de données.....	145
2.1.3 Approfondir la connaissance à l'échelle de l'ensemble du territoire	146
2.1.4 Des success story.....	147
2.2 Un apport majeur pour les acteurs de la connaissance.....	148
2.2.1 Pour les associations naturalistes : un financement innovant de travaux d'inventaires.....	148
2.2.2 Pour le réseau naturaliste régional : renforcement voire création du réseau.	150
2.2.3 Pour le SPN : participation au développement interne et externe de la structure	151
2.2.4 Pour les services en charge de la biodiversité des DREAL : renforcement du lien avec les acteurs locaux de la connaissance et augmentation de leur propre connaissance du territoire.....	152
2.3 Un apport faible pour l'action en faveur de l'environnement.....	153
2.3.1 Une contribution indirecte à la diminution de l'impact des infrastructures....	153
2.3.2 Contribution du processus CarNET-B : augmenter les échanges entre les services des infrastructures routières et ceux de la biodiversité.....	154
2.3.3 Contribution à d'autres outils d'action environnementale à l'échelle régionale	156
3 Des difficultés à concrétiser les logiques d'action envisagées via le package.....	158
3.1 Une évolution de la taille des projets d'aménagements qui nécessite des informations à une échelle plus fine.....	159
3.1.1 Taille et choix de la représentation par pixels : non adaptés pour faire des choix de fuseaux actuels.....	159
3.1.2 Une évolution du contexte : un changement d'échelle dans les aménagements	159
3.2 Des besoins informationnels différents en fonction des étapes de la procédure d'un aménagement.....	161
3.2.1 À chaque étape de la procédure des informations différentes sont nécessaires	161
3.2.2 Une évaluation par les utilisateurs au regard des étapes actuelles des projets tests.....	165

3.3 Une difficulté à répondre à un besoin de sécurisation des acteurs aménageurs.....	167
3.3.1 La logique procédurale et juridique : sécuriser la prise en compte de la biodiversité.....	167
3.3.2 Un passage à une logique rationnelle, plus stable scientifiquement mais moins sécurisante pour les aménageurs.....	172
Chapitre 5 : L'Indice de Biodiversité Potentielle.....	179
Une arme stratégique pour intégrer la préservation de la biodiversité dans la gestion forestière.....	179
1 Mobilisations et controverses autour d'un indicateur.....	180
1.1 Un outil simple et rapide : 10 facteurs clés, un graphe radar et une note.....	180
1.2 10 années de développement et de diffusion de l'IBP dans le monde forestier.....	181
1.2.1 Une longue maturation technique (2004-2008).....	181
1.2.2 Une diffusion progressive et politique de l'outil (2009-2014).....	181
2 Intérêt environnemental de l'IBP : comment passer de la sensibilisation à la préservation de la biodiversité ?.....	184
2.1 Intérêt de l'IBP pour la connaissance.....	185
2.1.1 L'IBP comme synthèse des connaissances existantes sur la biodiversité forestière.....	185
2.1.2 L'IBP pour formuler de nouvelles questions de recherche.....	186
2.1.3 L'IBP n'est pas adapté pour suivre l'état de la biodiversité à large échelle.....	187
2.1.4 L'IBP comme source d'innovation méthodologique.....	188
2.2 Intérêt pour la concrétisation d'un objet d'attention chez les forestiers privés : la biodiversité potentielle.....	189
2.2.1 Objet écologique concerné : l'ensemble de la biodiversité forestière, vue à travers ses habitats.....	189
2.2.2 Une contribution à la mise à l'agenda d'une thématique déjà bien amorcée...	190
2.2.3 Plus qu'une mise à l'agenda, un « maintien à l'agenda »	191
2.3 Intérêt pour la gestion forestière : un changement peu probable des pratiques des gestionnaires.....	192
2.3.1 Une difficulté à intégrer la biodiversité dans les modèles de gestion forestière	192
2.3.2 Un intérêt faible comme outil de gestion : sensibiliser et changer le regard des forestiers mais moins leurs pratiques.....	192
2.3.3 Un impact sur la perception de la forêt par les élus forestiers à qui il a été présenté.....	197
3 Analyse stratégique : l'IBP pour mieux intégrer les AE dans la gestion forestière.....	199
3.1 Le système d'action en place : un contexte national forestier marqué par l'objectif de multifonctionnalité des forêts.....	199
3.1.1 Depuis les années 70, montée en puissance des préoccupations environnementales et affirmation de la multifonctionnalité des forêts.....	199
3.1.2 Un équilibre instable entre production de bois et préservation de la biodiversité	201
3.2 L'IBP pour changer le système d'action en place, tentatives d'AE à l'échelle nationale.....	203
3.2.1 Pour les forestiers : l'IBP pour afficher un engagement et une capacité d'expertise.....	203
3.2.2 Ministère de l'écologie : stratégie de l'alliance.....	208
3.2.3 Les ONGE nationales : initialement peu porteuses d'un outil ne correspondant	

pas à leurs stratégies d'action.....	211
3.3 Les limites aux potentialités de changement du système d'action via l'IBP : un système d'action lent au changement voire réfractaire.....	213
3.3.1 D'autres acteurs se saisissent de l'outil : une deuxième vie à partir de dynamiques locales.....	214
3.3.2 L'opposition de l'ONF, un frein à la diffusion de l'outil à toutes les échelles.....	216
3.3.3 Des financements de l'État en diminution qui le contraignent à moins aider financièrement le développement de l'outil.....	218
3.3.4 Un recul des instances dirigeantes de la forêt privée.....	219
Cas complémentaire : CarHAB.....	225
Conclusion de la partie 2.....	231

PARTIE 3 : Comprendre et concevoir les potentialités stratégiques des indicateurs pour les acteurs ayant une intention environnementale.....237

Introduction de la partie 3.....	239

Chapitre 6 : Des indicateurs pour s'armer stratégiquement.....241

1 Le concept de dispositif : un terme ambigu pour penser les arrangements entre hommes, outils, règles et objets.....	242
1.1 Le dispositif de contrôle comme moyen de pouvoir.....	243
1.2 Le dispositif de gestion comme ingénierie au sein d'une action collective.....	245
1.3 Le dispositif stratégique comme agencement de moyens en vue d'une fin.....	246
2 Des agencements potentiels au sein de dispositifs stratégiques : la construction stratégique d'une panoplie composée en partie d'indicateurs.....	249
2.1 Des stratégies de réponse à des injonctions administratives.....	249
2.1.1 Répondre aux demandes de la commission européenne : le rapportage européen.....	249
2.1.2 Répondre aux besoins en informations des instruments d'action publique existants.....	250
2.2 Des stratégies d'acquisition de connaissance.....	253
2.3 Des stratégies d'agencements potentiels au service d'AE.....	255
2.4 Trois stratégies complémentaires qui aboutissent à la constitution d'une boîte à outils sur la biodiversité.....	258
3 Des dispositifs stratégiques au service de l'action des acteurs d'environnement	261
3.1 Des dispositifs au service de stratégies de pouvoir : améliorer le positionnement des AE.....	261
3.1.1 Améliorer le positionnement de certains AE.....	261
3.1.2 Améliorer le positionnement de l'ensemble des AE.....	264
3.2 Des dispositifs au service de stratégies d'intervention des AE : changer le système de gestion de la biodiversité.....	267
3.3 Des dispositifs stratégiques aux potentiels d'expansion et de consolidation.....	269
3.4 Des stratégies témoins d'un contexte particulier : la menace du retour en arrière.....	272

Chapitre 7 : Des indicateurs pour articuler connaissances et actions en faveur de la biodiversité.....277

1 La conception des indicateurs, entre connaissances et actions : une déconnexion affichée mais remise en question par les faits.....	278
1.1 Des indicateurs dont les discours sur la conception sont basés sur des modèles de déconnexion entre connaissances et actions.....	279
1.1.1 Des discours faisant référence à deux mondes : science et politique.....	279

1.1.2 Deux modèles de référence visant à faire dialoguer « sciences » et « politiques ».....	282
1.2 Une conception des indicateurs qui n'est jamais totalement indépendante de l'action.....	284
1.2.1 Des travaux qui remettent en question ces modèles basés sur deux mondes distincts.....	284
1.2.2 Exemple des LR : une conception qui n'est pas totalement indépendante des aspects politiques.....	285
2 L'interface entre connaissances et actions : un enjeu stratégique pour agir en faveur de la biodiversité.....	289
2.1 Stratégies de positionnement : différencier sciences et politiques pour renforcer le positionnement de chaque acteur.....	289
2.1.1 Renforcer le pouvoir des acteurs de la connaissance.....	290
2.1.2 Renforcer le pouvoir des acteurs « politiques » qui ont une légitimité autre que scientifique.....	295
2.1.3 Renforcer le pouvoir des acteurs de l'interface.....	295
2.2 Stratégies d'intervention : déconnecter connaissances et actions pour faciliter l'acceptation de l'outil.....	297
2.2.1 Pour fabriquer un outil : nécessité d'une division institutionnelle du travail.....	297
2.2.2 Déconnecter connaissances et actions : pour éviter les remises en questions de l'étape de conception lors de l'utilisation.....	300
2.2.3 Distinguer les acteurs « scientifiques » et « politiques » pour créer des outils plus ambitieux.....	303
2.3 Les limites d'une telle déconnexion stratégique : est-elle toujours stratégiquement efficace ?.....	305
2.3.1 Un impératif scientifique qui peut entraîner une course à la scientificité entre les acteurs et la mise de côté de certains acteurs de la connaissance.....	306
2.3.2 Un impératif scientifique qui peut conduire à évincer des AE utiles.....	307
2.3.3 Un risque d'abandon de la part des financeurs : que se passe-t-il quand les indicateurs paraissent inutiles pour l'action ?.....	308
2.3.4 Un risque au moment de la reconnexion : que se passe t-il quand les acteurs se rendent compte de cette potentialité voire connectent eux-même les outils à l'action ?.....	309
3 Concevoir des indicateurs : préparer leur potentialité de conjoncteurs-disjoncteurs en conciliant les informations qu'ils contiennent et les logiques d'actions souhaitées.....	313
3.1 Trois modèles de décision et d'action omniprésents.....	314
3.1.1 Le modèle rationnel.....	314
3.1.2 Le modèle organisationnel.....	315
3.1.3 Le modèle politique.....	316
3.2 Différentes types d'informations nécessaires pour répondre aux différentes logiques d'action.....	317
3.3 Différentes logiques d'action souhaitées par les acteurs pour chaque indicateur.....	321
3.3.1 CarHAB : une logique initialement technico-organisationnelle, actuellement rationnelle.....	321
3.3.2 LR : Logiques rationnelle, technico-politique et technico-organisationnelle concrétisées.....	322
3.3.3 CarNET-B : Logiques technico-organisationnelle et technico-politique non concrétisées.....	323

3.3.4 IBP : une logique technico-politique concrétisée, une logique technico-organisationnelle non concrétisée.....	324
Chapitre 8 : Des indicateurs pour négocier le changement.....	329
1 Négocier des indicateurs pour anticiper des systèmes d'action futurs.....	330
1.1 La conception d'indicateurs relève souvent d'une situation de négociation.....	330
1.1.1 Concevoir un indicateur : prendre des décisions entre des parties interdépendantes, mais dont les intérêts sont différents ou divergents.....	330
1.1.2 Savoir identifier et préparer les négociations : apports de la recherche en négociation.....	334
1.2 La conception d'indicateurs est fondée sur des luttes de pouvoir.....	337
1.3 La conception d'indicateurs est aussi basée sur l'anticipation du système d'action futur.....	339
1.3.1 Négocier de nouvelles conceptions de la biodiversité : l'objet écologique de ce système d'action futur.....	340
1.3.2 Négocier un système de responsabilités : les acteurs de ce système d'action futur.....	342
1.3.3 Négocier de nouvelles règles de décision dans ce système d'action futur.....	343
2 Modifier les configurations de composition dans les systèmes d'actions grâce aux indicateurs.....	345
2.1 Configurations de composition : décider de la manière de composer avec d'autres acteurs.....	346
2.2 Lire une étude de cas par les configurations de composition : exemple de l'IBP.....	348
2.3 Apports de cette grille d'analyse des systèmes d'action.....	350
2.3.1 Dépendance des modes de compositions privilégiés à la configuration de composition initiale	351
2.3.2 Des indicateurs au double potentiel : éviter et forcer les interactions.....	351
2.3.3 Expliquer l'appréhension de la négociation appliquée aux indicateurs et à la connaissance.....	354
Conclusion générale.....	359
1 Quatre caractéristiques stratégiques pour un « bon » indicateur.....	359
1.1 Un indicateur pertinent au regard de la panoplie existante d'outils.....	360
1.2 Un potentiel pour répondre aux dimensions instrumentales, organisationnelles et politiques de la prise de décision.....	360
1.3 Un potentiel de conjoncteur-disjoncteur entre connaissances et actions.....	361
1.4 Un levier pour des stratégies de positionnement et d'intervention.....	363
2 Renouveler la réflexion sur l'interface entre connaissances et actions dans le domaine des IB.....	364
2.1 Expliquer les décalages entre les discours et les faits.....	364
2.2 S'engager tout en acceptant les impératifs d'indépendance entre sciences et politiques.....	365
2.3 Observer les réseaux d'acteurs pour dépasser une analyse en terme de frontières.....	365
3 Thèmes clés du diagnostic stratégique pour mieux concevoir les indicateurs.....	367
3.1 Un double enjeu : intégrer les indicateurs dans le système d'action et transformer ce système d'action.....	367
3.2 Proposer plusieurs perspectives stratégiques sur l'articulation entre indicateurs et systèmes d'action.....	367
3.3 Se servir du diagnostic stratégique pour identifier les acteurs clés à inclure ou	

exclure	369
4 Persévérer dans l'analyse stratégique des indicateurs de biodiversité.....	370
4.1 Une analyse stratégique complémentaire des autres approches existantes.....	370
4.2 Pourtant une difficulté récurrente à parler de stratégie avec les acteurs.....	371
4.3 Le rôle du chercheur : ouvrir les discussions sur la dimension stratégique des indicateurs.....	372
Conclusion : les indicateurs, impasses, raccourcis ou détours pour les stratégies environnementales ?	373
Bibliographie.....	375
Table des matières.....	399
Index des illustrations.....	408
Index des tables.....	409
Liste des abréviations.....	410
Annexes.....	413
Annexe 1 : acteurs rencontrés.....	413
Annexe 2 : méthodologie des listes rouges.....	415
Annexe 3 : méthodologie de CarNET-B.....	417
Annexe 4 : méthodologie de l'IBP.....	418
Annexe 5 : méthodologie de CarHAB.....	421

Index des illustrations

Illustration 1 : la gestion organisationnelle stratégique et efficace de la conflictualité propre à la confrontation entre environnement et entreprise (issu de De Mombynes-Leménager, 2007).....	47
Illustration 2: présentation des catégories UICN utilisées pour classer les différentes espèces ou sous-espèces (issus de UICN, 2011).....	75
Illustration 3: Nombre cumulé de groupes de taxons évalués à l'échelle nationale disponibles chaque année de 2007 à 2014 (chapitres métropolitains, recensement réalisé par l'UICN).....	79
Illustration 4 : Exemple de cartographie proposé dans le package CarNET-B – richesse taxonomique (issus de la notice d'utilisation, Robert, 2014).....	140
Illustration 5: procédure modèle d'un aménagement routier et documents environnementaux d'après le site internet du ministère de l'écologie et Vandeveld (2012), à adapter en fonction des types de projets.....	162
Illustration 6: l'insertion de CarHAB dans un dispositif stratégique pensé par le ministère de l'écologie, schéma issu de Ichter et al., 2013.....	248
Illustration 7: de la nécessité d'une panoplie d'outils permettant le plus d'agencements potentiels d'indicateurs.....	261
Illustration 8: organigramme du projet CarNET-B (volet faune, issu de SPN 2011).....	417
Illustration 9: organigramme du projet CarNET-B (volet flore, issu de SPN 2011).....	417
Illustration 10: schéma de synthèse des trois volets du programme CarHAB, issu de Ichter, Savio et Poncet 2012.....	421

Index des tables

Tableau 1 : Cinq modèles d'instruments d'action publique, issus de Lascoumes et Le Galès (2005), et Halpern et al. (2004).....	28
Tableau 2: résumé des quatre cas d'étude : acteurs, échelles et avancement.....	66
Tableau 3: discours des acteurs sur les outils scientifiques et politiques.	118
Tableau 4: intérêt environnemental actuel des LR (cadre d'analyse développé à partir de nos propres travaux, et non des objectifs affichés du programme).....	123
Tableau 5: comparaison des enjeux naturalistes et d'infrastructures dans les deux régions (d'après les entretiens).....	136
Tableau 6: espèces à enjeux du programme CarNET-B (issus de Robert, 2014, « bilan préliminaire »).....	137
Tableau 7: indicateurs proposés dans le package CarNET-B, détails disponibles dans la notice du package Robert, 2014	139
Tableau 8: critères d'appréciation des indicateurs du package CarNET-B par les acteurs, issus des entretiens et des retours des DREAL au MNHN.....	170
Tableau 9: intérêt environnemental de l'ensemble du projet CarNET-B, tel que mené dans les phases pilotes (cadre d'analyse développé à partir de nos propres travaux, et non des objectifs affichés du programme).....	177
Tableau 10: usages de l'IBP envisagés par les acteurs en fonction de leurs modes d'action.....	216
Tableau 11: intérêt environnemental réalisé et potentiel de l'IBP (cadre d'analyse développé à partir de nos propres travaux, et non des objectifs affichés du programme).....	221
Tableau 12: Objectifs et registres stratégiques observés dans les cas d'étude.....	270
Tableau 13: principaux types de stratégies croisées dans les entretiens sur les cas.....	272
Tableau 14: Distinction dans les discours de deux mondes : science versus politique.....	280
Tableau 15: modèles de décision et information nécessaire.....	321
Tableau 16: les configurations de composition, tableau issu de L. Mermet (2010).....	347
Tableau 17: Informations nécessaires à la l'évaluation des statuts des espèces sur la Liste rouge (issu de UICN France, 2011).....	415
Tableau 18: grille de synthèse des critères de l'UICN pour évaluer l'appartenance d'un taxon à l'une des catégories du groupe "menacé" de la Liste rouge (En danger critique, En danger et Vulnérable), issu de UICN France, 2011.....	416

Liste des abréviations

ADEME	Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie
AE	Acteur d'Environnement
AEIE	Acteur d'entreprise intégrateur d'environnement
AFB	Agence française de la biodiversité
AR	Acteur régulateur
ARIE	Acteur régulateur intégrateur d'environnement
AS	Acteur sectoriel
ASIE	Acteur sectoriel intégrateur d'environnement
ASGE	Analyse stratégique de la gestion de l'environnement
BRGM	Bureau des recherches géologiques et minières
CarHAB	Cartographie nationale des végétations
CarNET-B	Cartographie nationale des enjeux territorialisés de biodiversité remarquable
CDB	Convention sur la diversité biologique
CBN	Conservatoire botanique national
CEN	Conservatoire d'espaces naturels
CEREMA	Centre d'études et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement
CITES	Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction
CNPF	Centre national de la propriété forestière
CNPN	Conseil national de la protection de la nature
CR	Conseil régional
CRPF	Centre régional de la propriété forestière
CSRPN	Conseil scientifique régional du patrimoine naturel
CTEDB	Centre thématique européen sur la diversité biologique
DEB	Direction de l'eau et de la biodiversité (ministère de l'écologie)
DIT	Direction des infrastructures de transports (ministère de l'écologie)
DPSIR	Modèle driving forces - pressures - state - impact - responses
DREAL	Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement (ex DRIEE, ou DRIEE en île -de-France)
DUP	Déclaration d'utilité publique

ENS	Espaces naturels sensibles
FCBN	Fédération des conservatoires botaniques nationaux
FNC	Fédération nationale des chasseurs
FNCoFor	Fédération nationale des communes forestières
FNE	France nature environnement
FPF	Fédération des forestiers privés de France
FPNR	Fédération des parcs naturels régionaux
FSC	Forest stewardship council
IB	Indicateur de biodiversité
IBP	Indice de biodiversité potentielle
IDD	Indicateur de développement durable
IDF	Institut du développement forestier
IE	Indicateur écologique
IFN	Inventaire forestier national
IGN	Institut géographique national
INPN	Inventaire national du patrimoine naturel
INRA	Institut national de recherche agronomique
IPBES	Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques
IRSTEA	Institut de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture
LRM	Liste rouge mondiale
LRN	Liste rouge nationale
LRR	Liste rouge régionale
MNHN	Muséum national d'histoire naturelle
OCDE	Organisation pour la coopération et le développement économique
ODONAT	Office des données naturalistes d'Alsace
ONB	Observatoire national de la biodiversité
ONCFS	Office national de la chasse et de la faune sauvage
ONEMA	Office national de l'eau et des milieux aquatiques
ONF	Office national des forêts
ONGE	Organisation non gouvernementale d'environnement
OPIE	Office pour les insectes et leur environnement
PAC	Politique agricole commune
PDR	Plan de développement rural
PER	Modèle pression-état-réponse
PN	Parc national
PNA	Plan national d'action
PNR	Parc naturel régional

Liste des abréviations

PRA	Plan régional d'action
PSG	Plan simple de gestion forestière
RBI	Réserve biologique intégrale
SCAP	Stratégie de création des aires protégées
SDIT	Service des infrastructures de transport en DREAL
SEB	Service eau et biodiversité en DREAL
SIG	Système d'information géographique
SINP	Système d'information sur la nature et les paysages
SNB	Stratégie nationale pour la biodiversité
SPN	Service du patrimoine naturel
SRCE	Schéma régional de cohérence écologique
STOC	Suivi temporel des oiseaux communs
STS	Sciences, Technologies et Sociétés
TVB	Trame verte et bleue
UICN	Union internationale pour la conservation de la nature
UICN-fr	Comité français de l'union internationale pour la conservation de la nature
WWF	World wide fund / Fond mondial pour la nature
ZNIEFF	Zone naturelle d'intérêt écologique faunistique et floristique

Annexes

Annexe 1 : acteurs rencontrés

Etats et services de l'état	Ministère de l'écologie- DEB	7
	Ministère de l'écologie-DIT	2
	DREAL-SEB	6
	DREAL-SDIT	2
	ONF	2
	CNPF	1
	CRPF	1
	ONEMA	1
	ONCFS	1
	IDF	1
	IGN	1
	CTEDBB	2
	Conservatoire du littoral	1
	Parcs Nationaux	1
	AEWA	1
	CEREMA	1
Scientifiques	IRSTEA	2
	MNHN	8
	INRA	1
	universités	2
	GIP Ecofor	2
	Ex CNRS	1
	CBN	6
Associations et fédérations	FNE	2
	WWF	2
	RNF	1

	Fédération des PNR	1
	UICN	2
	Fédération CBN	1
	Noé Conservation	2
	Fédération Nationale des communes forestières	2
	Forêt privée France	1
	CEN	2
	Florraine	1
	NEOMYS	1
	Île de France environnement	1
	ODONAT	1
	CORIF	1
	Nature-Centre	1
	OPIE	1
	FFSSN	1
Bureau d'étude		1
Autres	Conseil régional	2
	Natureparif	1
	Agence des espaces verts	1
TOTAL	Mairie de Paris	2
	PNR	1
		85

Annexe 2 : méthodologie des listes rouges

Tableau 17: Informations nécessaires à la l'évaluation des statuts des espèces sur la Liste rouge (issu de UICN France, 2011).

Données à réunir pour chaque espèce	
Nom	Nom scientifique Nom commun
Données brutes (actuelles et passées)	Nombre d'individus matures* Aire de répartition régionale de l'espèce, accompagnée si possible d'une cartographie Nombre de stations, de mailles ou de communes où l'espèce est présente
Données élaborées pour l'évaluation	Zone d'occurrence* mesurée ou estimée Zone d'occupation* mesurée ou estimée Nombre de localités* identifiées Existence ou non d'un déclin continu* de l'espèce Réduction* de la taille de la population (estimée sur 10 ans ou trois générations, selon la plus longue des deux périodes)
Autres informations	Existence ou non d'une fragmentation sévère* Existence ou non de fluctuations extrêmes* Tendance d'évolution de l'habitat Menaces pesant sur l'espèce
Informations sur les possibilités d'immigration	Possibilités d'immigration de propagules en provenance des régions limitrophes (p. ex. importance des échanges potentiels avec les régions voisines, existence ou non de corridors ou de barrières, capacité de migration de l'espèce) Etat des populations extrarégionales (p. ex. statut Liste rouge et tendance d'évolution des populations dans les régions limitrophes, au niveau national et au niveau mondial)

Tableau 18: grille de synthèse des critères de l'UICN pour évaluer l'appartenance d'un taxon à l'une des catégories du groupe "menacé" de la Liste rouge (En danger critique, En danger et Vulnérable), issu de UICN France, 2011.

Utiliser n'importe lequel des critères A à E	En danger critique (CR)	En danger (EN)	Vulnérable (VU)
A. Réduction de la population mesurée sur la plus longue des deux durées : 10 ans ou 3 générations			
A1	≥ 90%	≥ 70%	≥ 50%
A2, A3 et A4	≥ 80%	≥ 50%	≥ 30%
A1 Réduction de la taille de la population constatée, estimée, déduite ou supposée, dans le passé, lorsque les causes de la réduction sont clairement réversibles ET comprises ET ont cessé. A2 Réduction de la population constatée, estimée, déduite ou supposée, dans le passé, lorsque les causes de la réduction n'ont peut-être pas cessé OU ne sont peut-être pas comprises OU ne sont peut-être pas réversibles. A3 Réduction de la population prévue ou supposée dans le futur (sur un maximum de 100 ans). A4 Réduction de la population constatée, estimée, déduite ou supposée (sur un maximum de 100 ans), sur une période de temps devant inclure à la fois le passé et l'avenir, lorsque les causes de la réduction n'ont peut-être pas cessé OU ne sont peut-être pas comprises OU ne sont peut-être pas réversibles.			
		en se basant sur l'un des éléments suivants :	(a) l'observation directe (sauf A3) (b) un indice d'abondance adapté au taxon (c) la réduction de la zone d'occupation (AOO), de la zone d'occurrence (EOO), et/ou de la qualité de l'habitat (d) les niveaux d'exploitation réels ou potentiels (e) les effets de taxons introduits, de l'hybridation, d'agents pathogènes, de substances polluantes, d'espèces concurrentes ou parasites
B. Répartition géographique			
B1 Zone d'occurrence (EOO)	< 100 km ²	< 5 000 km ²	< 20 000 km ²
B2 Zone d'occupation (AOO)	< 10 km ²	< 500 km ²	< 2 000 km ²
ET remplir au moins deux des trois conditions a, b ou c suivantes :			
(a) Sévèrement fragmentée OU nb de localités : = 1 ≤ 5 ≤ 10 (b) Déclin continu de l'un des éléments suivants : (i) zone d'occurrence, (ii) zone d'occupation, (iii) superficie, étendue et/ou qualité de l'habitat, (iv) nb de localités ou de sous-populations, (v) nb d'individus matures. (c) Fluctuations extrêmes de l'un des éléments suivants : (i) zone d'occurrence, (ii) zone d'occupation, (iii) nb de localités ou de sous-populations, (iv) nb d'individus matures.			
C. Petite population et déclin			
Nombre d'individus matures	< 250	< 2 500	< 10 000
ET remplir au moins un des sous-critères C1 ou C2 suivants :			
C1 Un déclin continu estimé à au moins : (max. de 100 ans dans l'avenir)	25 % en 3 ans ou 1 génération	20 % en 5 ans ou 2 générations	10 % en 10 ans ou 3 générations
C2 Un déclin continu ET l'une des 3 conditions suivantes :			
(a) (i) Nb d'individus matures dans chaque sous-population :	< 50	< 250	< 1 000
(ii) % d'individus dans une sous-population égal à :	90 - 100 %	95 - 100 %	100 %
D. Population très petite ou restreinte			
D1 Nombre d'individus matures OU	< 50	< 250	< 1 000
D2 Pour la catégorie VU uniquement : Zone d'occupation restreinte ou nb de localités limité et susceptibles d'être affectées à l'avenir par une menace vraisemblable pouvant très vite conduire le taxon vers EX ou CR.			En règle générale : AOO < 20 km ² ou nb de localités ≤ 5
E. Analyse quantitative sur 100 ans maximum			
Indiquant que la probabilité d'extinction dans la nature est :	≥ 50 % sur 10 ans ou 3 générations	≥ 20 % sur 20 ans ou 5 générations	≥ 10 % sur 100 ans

Annexe 3 : méthodologie de CarNET-B

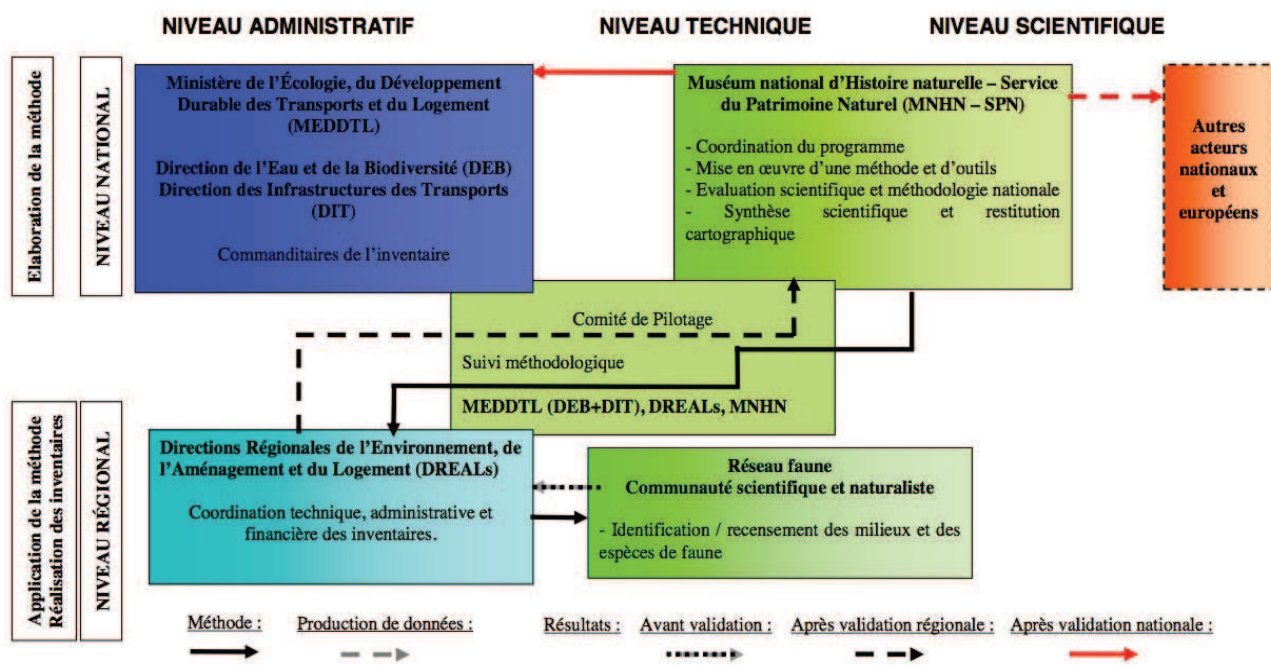


Illustration 8: organigramme du projet CarNET-B (volet faune, issu de SPN 2011).

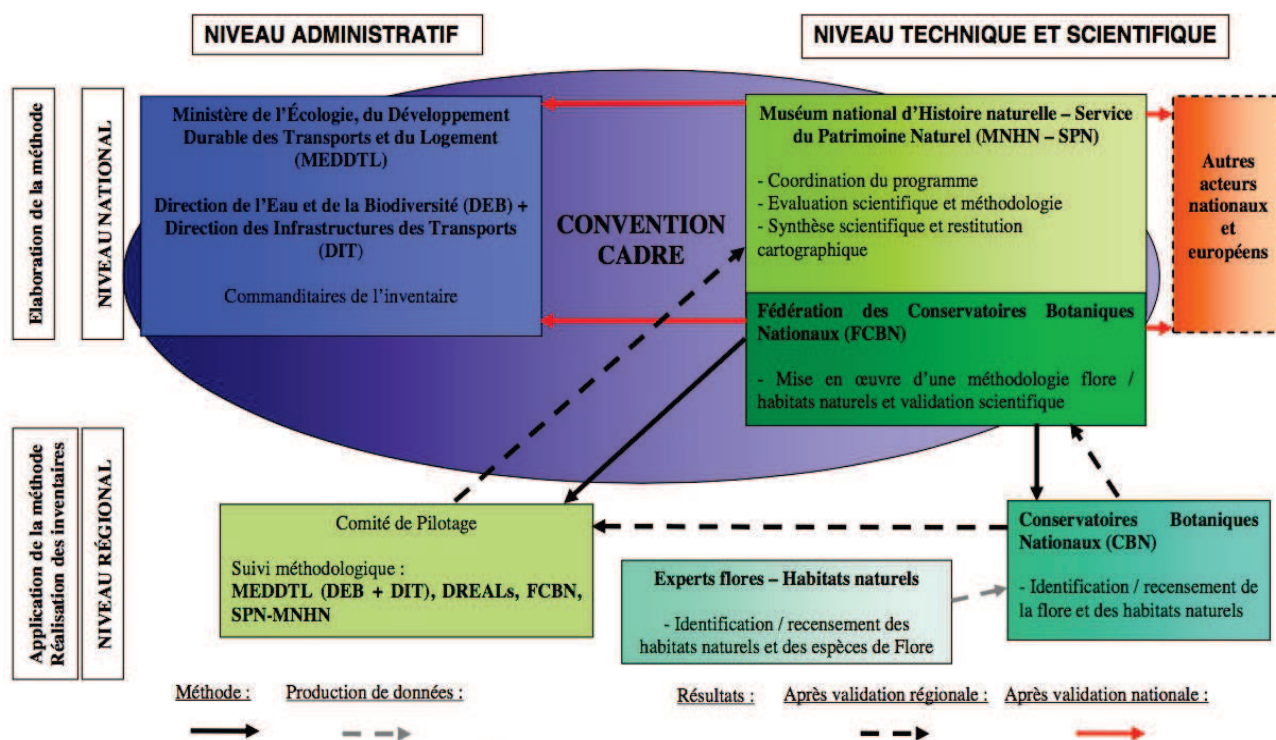


Illustration 9: organigramme du projet CarNET-B (volet flore, issu de SPN 2011).

Annexe 4 : méthodologie de l'IBP



La **biodiversité** est un large concept qui désigne la diversité du monde vivant sous toutes ses formes : **diversité des espèces** (diversité taxonomique), **diversité au sein d'une espèce** à l'échelle d'une ou plusieurs populations (diversité génétique) et **diversité des écosystèmes** (diversité écosystémique) ; elle comprend également la **diversité écologique** en considérant la variété des groupes fonctionnels d'espèces.

QUEL EST L'INTERET POUR LE GESTIONNAIRE DE PRENDRE EN COMPTE LA BIODIVERSITE ?

Il est important de prendre en compte la biodiversité forestière car de nombreuses espèces sont inféodées à la forêt : en France, on compte environ 500 espèces de plantes (8 % du nombre total de plantes), 5000 Coléoptères (50 % du total), 15 000 espèces de champignons (75 % du total). L'originalité des espaces forestiers est également liée à la diversité des écosystèmes que l'on peut y rencontrer (66 % des types d'habitats selon le codage CORINE).

Le **fonctionnement des écosystèmes** forestiers est régi par de nombreuses interactions entre des organismes vivants dont la présence est indispensable pour optimiser ce fonctionnement (rôle des mycorhizes, des insectes pollinisateurs...). Certains groupes d'espèces, comme par exemple les recycleurs du bois mort, ont même une influence directe sur la **productivité**, en optimisant une partie du cycle des éléments nutritifs. La biodiversité concourt également à la **résistance des peuplements aux perturbations et aux maladies**, ainsi qu'à la résilience des écosystèmes forestiers, c'est-à-dire la **capacité de restauration après une forte perturbation**. Ainsi, la présence d'essences pionnières (bouleaux, saules, Tremble...) à côté des essences de production permettra d'accélérer la recolonisation naturelle de parcelles touchées par une tempête.

La biodiversité est à l'origine du vaste **réservoir de ressources** qui permet de satisfaire nos besoins actuels et futurs, notamment pour la production de bois (par exemple à travers la diversité des essences).

Outre ces justifications utilitaires, la biodiversité mérite également d'être préservée pour des **raisons éthiques** ainsi que pour respecter des **engagements internationaux**.

OBJECTIFS DE L'IBP

L'IBP est un **outil simple et rapide** pour permettre aux gestionnaires forestiers :

- 1/ d'estimer la **biodiversité taxonomique potentielle du peuplement**, c'est-à-dire sa **capacité d'accueil** en espèces et en communautés, sans préjuger de la biodiversité réellement présente qui ne pourrait être évaluée qu'avec des inventaires complexes, non opérationnels en routine.
- 2/ de **diagnostiquer les facteurs améliorables** par la gestion.

CALCUL DE L'IBP

Il consiste à apprécier **un ensemble de dix facteurs** parmi ceux qui sont habituellement reconnus comme **les plus favorables à la diversité interne des peuplements forestiers** : composition spécifique et structuration du peuplement, offre en microhabitats liés aux arbres, présence d'habitats associés à la forêt, maturité des peuplements actuels et continuité de l'état boisé. Certains de ces facteurs sont redondants à cause de leur importance vis-à-vis de la diversité taxonomique et du fonctionnement de l'écosystème (ex. du bois mort). Sept facteurs sont directement dépendants de la gestion et trois sont liés au contexte. **Une note 0, 2 ou 5 est donnée pour chacun des facteurs** selon une échelle de valeurs seuils.

DOMAINE DE VALIDITE ET METHODE D'UTILISATION

L'IBP est étalonné pour les **forêts des domaines atlantique et continental**, de l'**étage planitiaire à l'étage subalpin**¹. Il peut être noté dans tous les types de forêts, quel que soit le degré d'intensification de la gestion.

L'IBP a été conçu pour être utilisé à l'**échelle du peuplement forestier** car elle correspond à un niveau opérationnel courant. Lorsque le parcellaire (cadastral ou forestier) coïncide avec la typologie des peuplements, l'indice reste applicable à l'échelle de la parcelle. Par contre, si la parcelle regroupe des peuplements très différents, il convient de faire une notation pour chacun d'entre eux. La mention de l'**échelle de notation** est donc primordiale ainsi que la surface décrite. La notation par type d'habitat est à éviter car le concept d'habitat ne prend pas en compte les aspects de structure, de maturité et de continuité.

Les notes d'un peuplement forestier sont données lors d'un **diagnostic rapide** et **sans prise de mesures complexes**. Il convient toutefois de parcourir attentivement l'ensemble de la surface que l'on note, comme on le fait dans le cadre plus classique d'une description de parcelle, avec le souci de vérifier son homogénéité apparente. La notation ne nécessite pas la mise en place de placettes d'inventaire statistique. Le simple parcours par transect est peu pertinent car certains éléments, comme le bois mort, ne sont pas répartis de façon homogène. L'idéal est de parcourir le peuplement par une **succession de virées** plus ou moins régulières, en se détournant pour aller voir les éléments remarquables comme les clairières, les talwegs, les dépressions (présence d'eau ?), les plans d'eau, les rochers. Le dénombrement des différents éléments est réalisé pendant le parcours : dans la pratique, on peut les comptabiliser sur la fiche de terrain au fur et à mesure de leur observation. Pour les facteurs qui le nécessitent, les observations sont ensuite ramenées à des valeurs par hectare, après estimation de la surface parcourue. La note est donnée à la fin, en confrontant les résultats du dénombrement avec les valeurs seuils. La **comparaison dans le temps** des valeurs d'IBP d'un même peuplement n'est possible que si les notations ont été réalisées de la même façon.

La **surface minimale pouvant être notée est fixée à 0,25 ha**. Il n'y a pas de limite maximale, tant que le peuplement reste homogène. Toutefois, pour garder une précision suffisante lorsqu'on note de grands ensembles homogènes (plus de 20-30 ha), il est conseillé de scinder la surface notée au niveau de chaque parcelle forestière de cet ensemble.



¹ L'IBP pourrait aussi s'appliquer à la zone boréale européenne en utilisant les seuils de l'étage subalpin

LES DIX FACTEURS A NOTER

7 facteurs dépendants de la gestion (note totale sur 35)

FACTEUR	NOTE
Végétation	
A - Richesse en essences forestières autochtones 	* parmi la liste de genres suivante : <i>Abies, Acer, Alnus, Betula, Carpinus, Castanea, Fagus, Fraxinus, Larix, Malus, Picea, Pinus, Populus, Prunus, Pyrus, Quercus</i> « caducifoliés », <i>Quercus</i> « sempervirents », <i>Salix, Sorbus, Taxus, Tilia, Ulmus</i> * quels que soient le stade de développement actuel (sauf semis h<50cm) et l'abondance de ces essences étages autres que subalpin : 0 : 1 ou 2 genres 2 : 3 ou 4 genres 5 : 5 genres et plus étage subalpin : 0 : 1 genre 2 : 2 genres 5 : 3 genres et plus
B - Structure verticale de la végétation 	* en référence avec les 4 strates suivantes : semi-ligneux < 50 cm et herbacées (semis et arbustes exclus), arbustive (< 7 m), arborescente basse (7 à 20 m), arborescente haute (> 20 m) * 1 arbre est compté dans toutes les strates occupées par ses branches vertes * chaque strate recouvrant plus de 10% de la surface notée * la végétation des trouées n'est pas prise en compte 0 : 1 ou 2 strates 2 : 3 strates 5 : 4 strates
Microhabitats liés aux arbres (quelle que soit l'essence)	
C - Densité de bois morts sur pied de "grosse" circonférence 	* arbres, chandelles (ou souches hautes ≥ 1,5 m) * cas général : C à 1,3 m ≥ 120 cm (D ≥ 40 cm) * cas des stations peu à très peu fertiles ou de l'étage subalpin ou des essences n'atteignant jamais de très grosse dimension (<i>Sorbus, Pyrus, Malus...</i>) : C à 1,3 m ≥ 90 cm (D ≥ 30 cm) 0 : < 1 pied/ha (quasi-absents) 2 : 1 ou 2 pieds/ha 5 : 3 pieds/ha et plus
D - Densité de bois morts au sol de "grosse" circonférence 	* longueur ≥ 1m * cas général : C à 1,3 m ≥ 120 cm (D ≥ 40 cm) * cas des stations peu à très peu fertiles ou de l'étage subalpin ou des essences n'atteignant jamais de très grosse dimension (<i>Sorbus, Pyrus, Malus...</i>) : C à 1,3 m ≥ 90 cm (D ≥ 30 cm) * noter 0 si les bois morts plus petits sont absents 0 : < 1 tronc/ha (quasi-absents) 2 : 1 ou 2 troncs/ha 5 : 3 troncs/ha et plus
E - Densité de Très Gros Bois vivants 	* cas général : C à 1,3 m ≥ 220 cm (D ≥ 70 cm) * cas des stations peu à très peu fertiles ou de l'étage subalpin ou des essences n'atteignant jamais de très grosse dimension (<i>Sorbus, Pyrus, Malus...</i>) : C à 1,3 m ≥ 140 cm (D ≥ 45 cm) 0 : < 1 pied/ha (quasi-absents) 2 : 1 à 4 pieds/ha 5 : 5 pieds/ha et plus
F - Densité des arbres vivants porteurs de microhabitats 	* nombre d'arbres vivants porteurs d'au moins un microhabitat (quelle que soit sa position) : trou de pic et autres cavités vides, cavité remplie de terreau ou d'eau (dendrotelme), fente ou décollement d'écorce, nécrose importante avec coulée de sève, grande plage de bois sans écorce, sporophore de champignon saproxylique, grosse charpentièrerie brisée ou morte, liane (>1/3 surface du tronc) * compter les TGB à partir du 6^{ème} pied/ha (note E = 5) s'ils sont porteurs de microhabitats 0 : < 1 pied/ha (quasi-absents) 2 : 1 à 5 pieds/ha 5 : 6 pieds/ha et plus
Habitats associés	
G - Présence de milieux ouverts 	Milieux ouverts * petite clairière ou trouée, de taille 1 à 1,5 fois la hauteur dominante du peuplement environnant ; lisière avec un milieu ouvert : grande clairière ou trouée, lande, pré, large chemin (traversant le peuplement : compter 2 lisières ; en bordure : compter 1 lisière)... * présence de plantes à fleurs et d'une strate herbacée permanents (pelouses) ou temporaires * notation : en % de la surface (lisière : 50 m/ha = 1%), surtout dans le cas de petites surfaces, ou en nombre de zones (500m de lisière = 1 zone) étages autres que subalpin : 0 : 0% (<1 zone /10ha) 2 : < 1% ou > 5% (1 à 2 ou > 4 zones /10ha) 5 : 1 à 5% (3 à 4 zones /10ha) étage subalpin : 0 : < 1% (<3 zones /10ha) 2 : 1 à 5% (3 à 4 zones /10ha) 5 : > 5% (> 4 zones /10ha)

POUR CALCULER L'IBP

3 facteurs liés au contexte (note totale sur 15)

FACTEUR	NOTE
Continuité de l'écosystème forestier	
H - Ancienneté de l'état boisé 	* forêt ancienne : parcelle n'ayant jamais été défrichée * le peuplement n'a généralement pas subi de discontinuité depuis au moins 200 ans, ce qui peut être évalué à partir de la Carte de Cassini (http://www.geoportail.fr) ou en utilisant d'autres sources, même plus récentes : cadastre napoléonien, archives, cartes d'Etat-major 0 : le peuplement fait partie d'une forêt récente 2 : le peuplement jouxte une forêt ancienne 5 : le peuplement fait nettement partie d'une forêt ancienne
Habitats associés	
I - Habitats aquatiques 	* types : source, cours d'eau, bras mort, mare, étang, lac, tourbière, marais non boisés ; les fossés sont exclus * permanent ou temporaire * à l'intérieur ou en bordure du peuplement noté * chaque type couvrant au moins 100 m ² 0 : absence 2 : homogène : 1 seul type 5 : diversifiée : 2 types et plus
J - Milieux rocheux 	* types : falaise, barre rocheuse, éboulis stable ou instable, gros blocs, dalle, autres affleurements rocheux, grotte, murette ou tas de pierres * à l'intérieur ou en bordure du peuplement noté * chaque type couvrant plus de 1 % de la zone notée 0 : absence 2 : homogène : 1 seul type 5 : diversifiée : 2 types et plus

CALCUL DE L'IBP

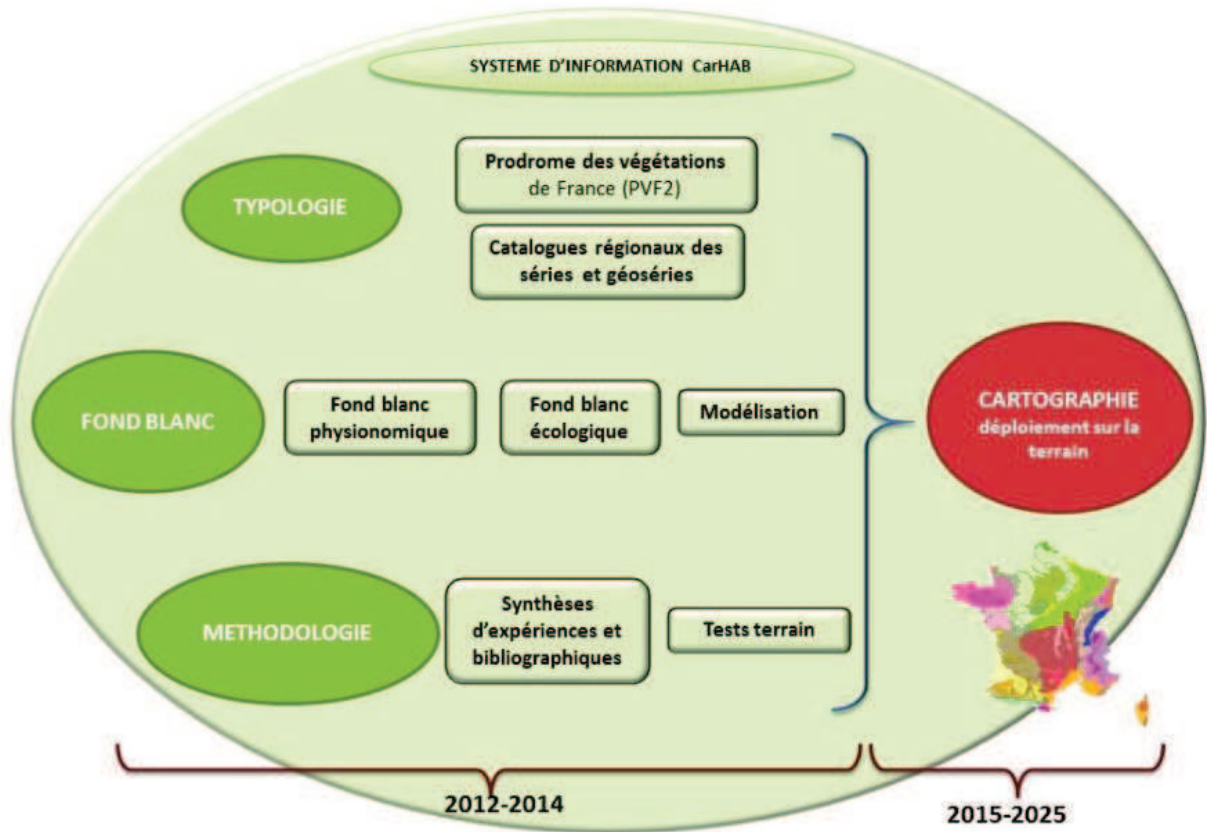
L'IBP est donc composé de deux notes : la première totalise les valeurs obtenues par les facteurs qui dépendent de la gestion forestière (A à G) et la deuxième ceux qui sont liés au contexte (H à J). On exprime chacune des notes en pourcentage de la note maximale théorique, ce qui permet d'évaluer plus aisément le niveau de biodiversité potentielle. La comparaison de notations doit intégrer une imprécision que l'on peut estimer à environ 5-10 %.

IBP : facteurs A à G			IBP : facteurs H à J		
Note		Biodiversité potentielle liée à la gestion	Note		Apports du contexte à la biodiversité potentielle globale
absolue	relative		absolue	relative	
0 à 5	0 à 15%	faible	0	< 10%	nuls
6 à 12	16 à 35%	assez faible	2 à 9	10 à 60%	assez importants
13 à 22	36 à 65%	moyenne	10 à 15	> 60%	importants
23 à 31	66 à 90%	assez forte			
32 à 35	91 à 100%	forte			



Annexe 5 : méthodologie de CarHAB

Illustration 10: schéma de synthèse des trois volets du programme CarHAB, issu de Ichter, Savio et Poncet 2012.



Title : Biodiversity indicators between knowledge and action : impasses, detours or shortcuts for environmental strategies ?

Keywords : indicators, biodiversity, strategy, management tools, knowledge, science-policy interfaces

Abstract :

For twenty years biodiversity indicators have been elaborated at all scales of public policies. Our thesis proposes a strategic analysis of the design and use of indicators based on four case studies. Our goals are first to understand the strategic role of indicators at the interface between knowledge and action, and second to propose useful insights to researchers and practitioners who design and use biodiversity indicators in the field.

The biodiversity indicators that we have studied contribute to at least two types of conservation practitioners' strategies : strategies of intervention, which main focus is to help some actors to better integrate biodiversity in various collective action systems ; and strategies of positioning, which main objective is to modify power relationships in a way that benefits to those actors. In the current context in which scientific expertise prevails more than militant actions, biodiversity indicators are mostly used in strategies to reinforce a temporary disconnection between knowledge and action and to improve environmental actors positioning. The interest in using indicators lies partly on their ability to simultaneously connect and disconnect knowledge and action depending on the strategic needs of actors. Furthermore, conservation actors are confronted to a double objective : (1) to propose indicators that can be part of the existing action system and (2) that can modify this action system, by bringing new conceptions of biodiversity, new rules, new power relationships, etc. In this perspective, actors try to anticipate future evolutions of the action system. In our work, the mobilization of negotiation studies allows us to clarify actors' perspectives and to better understand how various action systems work. More generally, the strategic analysis of indicators that we developed in this thesis, inspired by management sciences, is complementary to sociology and policy sciences approaches on instruments, and more precisely on indicators. It underlines new aspects of the contribution that indicators can bring to biodiversity conservation.

Titre : Les indicateurs de biodiversité entre connaissances et actions : impasses, détours ou raccourcis pour les stratégies environnementales?

Mots clés : indicateurs, biodiversité, stratégie, outils de gestion, connaissances, interfaces sciences-politiques

Résumé :

Depuis une vingtaine d'années, une multitude d'indicateurs de biodiversité sont utilisés à toutes les échelles de l'action publique. Dans cette thèse, qui s'appuie sur une analyse stratégique des indicateurs et sur quatre études de cas, nous essayons de comprendre le rôle stratégique joué par les indicateurs à l'interface entre connaissances et actions, et d'accompagner les acteurs qui les conçoivent dans leur réflexion pour une action plus efficace en faveur de l'environnement.

Les indicateurs de biodiversité que nous avons étudiés peuvent contribuer, pour les acteurs qui portent des enjeux de biodiversité, aussi bien à des stratégies d'intervention sur le système d'action, de manière à ce que la prise en charge de la biodiversité soit améliorée, qu'à des stratégies de positionnement pour modifier les relations de pouvoir et les rendre plus favorables à ces acteurs. Dans un contexte qui tend à favoriser l'expertise scientifique plus que l'action militante, les indicateurs de biodiversité s'insèrent souvent dans des stratégies efficaces pour jouer sur une forme de déconnexion temporaire entre connaissances et actions et améliorer le positionnement des acteurs d'environnement. L'intérêt spécifique des indicateurs repose ainsi en partie sur leur potentiel à simultanément connecter et déconnecter connaissances et actions en fonction des besoins stratégiques des acteurs. Par ailleurs, les concepteurs d'indicateurs sont confrontés à un double enjeu : proposer des indicateurs qui s'insèrent dans le système d'action existant, mais aussi qui aient le potentiel de modifier ce système d'action, par exemple en apportant de nouvelles conceptions de la biodiversité, de nouvelles règles, de nouvelles relations de pouvoir, etc. Les acteurs cherchent donc à anticiper les développements futurs du système d'action. Dans ce travail, la mobilisation des travaux sur la négociation permet non seulement de clarifier les perspectives possibles pour les acteurs mais aussi de comprendre le fonctionnement du système d'action. Plus généralement, l'analyse stratégique des indicateurs développée dans cette thèse, conduite dans une perspective inspirée des sciences de gestion, est complémentaire des travaux de sociologie et sciences politiques sur les instruments, et les indicateurs en particulier. Elle éclaire de nouvelles facettes de la contribution des indicateurs à l'action en faveur de la biodiversité.