La prise en charge technoscientifique de la crise de la biodiversité

Vincent Devictor

▶ **To cite this version:**

Vincent Devictor. La prise en charge technoscientifique de la crise de la biodiversité. Philosophie. Université Panthéon-Sorbonne - Paris I, 2018. Français. NNT : 2018PA01H219 . tel-02406795

HAL Id: tel-02406795
https://theses.hal.science/tel-02406795

Submitted on 12 Dec 2019

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.

UNIVERSITÉ PARIS 1 PANTHÉON-SORBONNE

UFR DE PHILOSOPHIE

THÈSE

Pour l'obtention du grade de docteur de l'Université Paris 1
Discipline : Philosophie

Présentée et soutenue publiquement le 22 Octobre 2018 par :

VINCENT DEVICTOR

LA PRISE EN CHARGE TECHNOSCIENTIFIQUE DE LA CRISE DE LA BIODIVERSITÉ

Sous la direction de Bernadette BENSAUDE-VINCENT

Professeure, Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne

Composition du jury :

Bernadette BENSAUDE-VINCENT	Professeure, Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne. Directrice
Christophe BONNEUIL	Directeur de recherche, CNRS, Centre Koyré. Rapporteur
Geoffrey BOWKER	Professeur, Université de Californie, Irvine. Rapporteur
Philippe HUNEMAN	Directeur de recherche, CNRS, IHPST. Examinateur
Raphaël LARRÈRE	ex-Directeur de recherche, INRA. Examinateur
François SARRAZIN	Professeur, Sorbonne Universités. Examinateur

Avant-Propos

J'ai soutenu une thèse de science en écologie scientifique il y a dix ans. J'exerce une activité de recherche au CNRS depuis 2009 à l'Institut des Sciences de l'Évolution de Montpellier (ISEM). Mes recherches en écologie visent à comprendre comment les assemblages d'espèces soumis à des pressions d'origine anthropique (telles que le changement climatique et l'artificialisation des habitats) répondent à ces pressions (par modification de leur diversité ou de leur composition). Pourquoi y a t-il plus d'espèces à tel endroit ? Les zones protégées offrent-elles un refuge pour certaines espèces ? La distribution des individus se décale-t-elle spatialement pour s'aligner avec le déplacement des températures vers le nord ? Peut-on prédire le devenir des populations en connaissant leur état actuel ? Les questions dans ce domaine sont sans fin mais partagent cette ambition de mieux décrire et comprendre notre impact sur le monde vivant.

J'ai souhaité, dès le début de mon activité de chercheur, engager une recherche philosophique sur l'élaboration du savoir et des pratiques en écologie. Après un master en philosophie des sciences (2010-2011), j'ai décidé de poursuivre par un travail de doctorat. Avant d'introduire ce travail, je souhaite restituer brièvement ce qui a, voilà cinq ans, motivé cette décision. Il me semble a posteriori que j'éprouvais une double nostalgie à l'égard de ce que permet l'exercice de doctorat.

Un doctorat permet selon moi de prolonger une expérience d'étonnement en explicitant ses fondements. L'étonnement est ce que j'éprouvais et ce que j'éprouve encore lorsqu'il s'agit de penser quelque chose comme « la crise de la biodiversité », expression devenue centrale en écologie scientifique. Bien sûr, une définition est une première approche pour comprendre de quoi il s'agit et ce que l'écologie scientifique aborde. L'écologie scientifique se définit comme la science des interactions des organismes avec leur milieu. L'histoire des sciences permet d'ajouter à cette définition une généalogie des concepts, des méthodes et des découvertes ayant participé à l'établissement de cette discipline et à sa manière d'envisager la question de la biodiversité. Les définitions, l'histoire d'une discipline, ou l'analyse d'un concept en particulier éclairent certes l'activité de recherche dans un laboratoire. L'étude des pratiques, des postes, des budgets, des machines mis en jeu dans la recherche scientifique permet aussi de mieux saisir la science telle qu'elle se fait. Mais tout cela ne suffit pas pour comprendre l'environnement de l'activité quotidienne de la recherche. Cet environnement peut se comprendre comme des choses munies

de représentations. Ces choses et leurs représentations ne forment pas une enveloppe qui entoure la recherche. *C'est* la recherche. Voilà donc une motivation forte qui me poussait vers un nouveau travail de doctorat : répondre à cette expérience d'étonnement en explicitant ces choses et ces représentations.

L'exercice du doctorat permet de consacrer du temps à cet étonnement provoqué par un je-ne-sais-quoi qui n'a pas encore la forme d'un sujet académique mais qui est suffisamment vif pour que l'on ressente le besoin de s'y attarder. Prendre ce temps c'est faire des rencontres. Ces rencontres d'auteurs et de personnes m'ont aidé à expliciter, disséquer, et reformuler mes problèmes. La démarche qu'il m'a semblée possible d'emprunter grâce à ces rencontres consistait à faire de cette recherche une expérience utile à mon activité de recherche en écologie. Il ne s'agissait pas de sortir du laboratoire mais au contraire d'y demeurer. Il ne s'agissait ni de réfléchir en position de surplomb sur ce qu'est la science, ni d'appliquer des catégories normatives pour définir ce qu'elle doit ou devrait être. Il m'a plutôt semblé qu'exercer une philosophie des pratiques de l'écologie consistait à faire de l'écologie « au carré ». L'écologie étant la science des interactions, il s'agissait d'élargir l'étude des interactions à l'exercice de la science elle-même : comment le savoir interagit avec le pouvoir dans la construction des connaissances ? Je pressentais le travail philosophique et le temps de pensée qu'il nécessite comme la possibilité d'acquérir de nouveaux outils de recherche. Une manière d'explorer l'écologie de l'écologie.

Mon objectif principal dans cette démarche n'a pas varié depuis. Il s'agissait d'interroger deux aspects complémentaires de la dynamique de la recherche : la manière dont la connaissance de la biodiversité se construit dans les sphères scientifique et politique et la manière dont les théories et les méthodes scientifiques sont modifiées par le déploiement des techniques. Mon point de départ est de considérer la notion de « crise de la biodiversité » comme un rouage de l'articulation entre la science, la politique et la technique que je souhaite interroger. Appuyée sur ma propre pratique au sein d'un laboratoire de recherche en écologie, cette thèse vise à analyser le contenant et le contenu de projets de recherches menées en écologie scientifique pour en caractériser des changements pratiques et conceptuels. Cette démarche philosophique considère la science écologique dans ses pratiques à la fois théoriques, instrumentales et langagières, dans le but de compléter l'étude de l'histoire d'une discipline par une analyse de son contenu philosophique.

REMERCIEMENTS

Ce travail a démarré dans le jardin de la maison familiale de Bernadette Bensaude-Vincent, à Mauguio près de Montpellier. Bernadette a accueilli sans aucune retenue un projet indéfini et obscur qu'elle m'a très vite appris à clarifier et à délimiter en tolérant mes maladresses. C'est en oscillant entre ce premier jardin et celui de sa maison à Reuil, et parfois dans la cour de la Sorbonne, que Bernadette a partagé avec moi généreusement son enthousiasme, son sens de la (re)problématisation, et la justesse de ces nombreux conseils de lectures. Des lieux ouverts, donc, qui se sont révélés sources de grands bonheurs intellectuels et d'amitiés. Je souhaite remercier vivement et chaleureusement Bernadette pour avoir accepté d'encadrer ce travail dans un tel esprit d'accueil et d'ouverture. L'encadrement de Bernadette a pour effet de démystifier l'exercice philosophique sans faire de compromis sur la rigueur qu'il implique. J'ai très vite été réconforté par Bernadette du fait qu'il ne s'agirait pas, dans cette thèse, d'un concours d'érudition mais bien d'approfondir l'étonnement philosophique initial qui fut l'objet de ma motivation pour ce travail. Bernadette a amplifié mon goût pour les recherches philosophiques en me présentant cet exercice non comme une posture mais comme une attitude vis-à-vis des concepts qu'il faut apprendre, selon ses propres termes, à « décondenser ». Cet apprentissage nécessitait aussi de quitter le « personnage confortable du scientifique » sans renier mon ancrage personnel dans ma discipline de départ. Ce fut pour moi une rencontre très profonde qui fut capitale à la conduite de ce travail et, au-delà, qui a définitivement imprimé mon projet de recherche et ma formation personnelle.

Je remercie aussi Claude Gautier pour avoir eu, sans aucun formalisme, la gentillesse de me présenter à Bernadette pour ce projet dont il avait perçu avec justesse la directrice idéale.

Mes recherches philosophiques ont été animées et rythmées par de nombreux échanges avec les membres de l'équipe du CETCOPRA. On y pratique le « braconnage » dans l'étude philosophique des concepts, des auteurs, des techniques et des pratiques. J'ai découvert grâce à cette équipe une position méthodologique subtile qui consiste à résister à la séduction de l'évidence explicite pour travailler sur les ambiguïtés implicites des objets philosophiques. Cette méthode n'envisage pas la science comme cette *autre culture* que l'on comprend seulement à distance. Au CETCOPRA, on travaille sur le carbone, les déchets, le nucléaire, les jeux-vidéos, la maladie d'Alzheimer, les *buzzwords*, l'obsolescence programmée, ou encore, sur des auteurs subversifs oubliés. J'avais l'impression dans ces échanges de faire de la résistance aux grands récits technophiles ou technophobes que l'écologie utilise ou dont elle

fait l'objet. Mes réunions avec les membres de l'équipe furent précieuses et prenaient la forme d'une invitation sympathique au travail d'enquête. Je remercie vivement cette équipe de recherche pour ces échanges et son accueil (en particulier Pierre, Quentin, Baptiste, Jean-Paul, Sacha, Gabriel, Jean, Elise, Xavier, Sophie, Philippe et Jeanne).

Je remercie fortement Geoffrey Bowker, Philippe Huneman, Christophe Bonneuil, Raphaël Larrère et François Sarrazin pour avoir accepté d'évaluer mon travail. Ce jury a pour moi beaucoup de sens. Les ouvrages et les publications de ses membres mais aussi certains échanges ponctuels ou réguliers ont été pour moi extrêmement précieux.

Ce travail est aussi le fruit d'une réflexion qui n'est pas solitaire mais qui traduit la maturation d'un dialogue avec ma mère, Agnès Collomb, qui a débuté il y a plus de dix ans. Je la remercie pour cet aiguillon intellectuel, ses partages stimulants qui ont grandement influencé, parfois directement, ma manière d'aborder ce projet. J'ai une pensée complice pour ma grand-mère Madeleine Desanges qui m'a transmis son goût pour la philosophie.

Ce travail a été possible grâce à « l'invention d'un quotidien » avec Coralie Calvet, ma compagne, qui m'a apporté tout son soutien mais aussi des tactiques pour surmonter des impasses dans mes propos, corriger des contradictions ou trouver des inspirations nouvelles. L'arrivée de notre petite Sarah en 2017 a nécessité d'inventer encore un autre quotidien, avec d'autres tactiques de résistances, au sommeil notamment. Cette thèse est aussi le fruit de cette aventure familiale dans laquelle j'ai puisé l'énergie joyeuse pour ce travail.

L'écriture de la thèse fut une période dense en émotions. C'est dans ce moment difficile que j'ai pu m'appuyer sur le soutien total et la relecture avisée de Bernadette, de ma mère et de Coralie.

Je suis reconnaissant aux nombreux collègues avec lesquels j'ai partagé ou confronté des réflexions qui ont également imprégné mes pensées. En particulier Cédric Gaucherel et Tanguy Daufresne. Laurent Godet et François Simenhaus m'ont encouragé et aidé plus qu'ils ne le pensent.

Je tiens à souligner que j'ai bénéficié d'un confort professionnel et institutionnel extrême. Je remercie profondément le CNRS en tant qu'institution pour m'avoir permis autant de liberté dans l'exercice de mon activité de recherche. Je remercie aussi vivement l'Université Paris 1 Panthéon Sorbonne pour m'avoir permis de formaliser et de finaliser cette recherche sous la forme d'un doctorat.

« Est-ce que nous avons commencé à réduire nos émissions de gaz à effet de serre ?
La réponse est non
Est-ce que nous avons commencé à réduire l'utilisation des pesticides ?
La réponse est non
Est-ce que nous avons commencé à enrayer l'érosion de la biodiversité ?
La réponse est non
Est-ce que nous avons commencé à se mettre en situation d'arrêter l'artificialisation des sols ?
La réponse est non. »

Extrait du discours de démission du ministre français de l'écologie, Nicolas Hulot, le 27 août 2018

SOMMAIRE

L'HYPOTHÈSE D'UNE BIOPOLITIQUE DE LA BIODIVERSITÉ 8

1. LES PROBLÉMATISATIONS DE LA QUESTION ÉCOLOGIQUE : ENJEUX MÉTHODOLOGIQUES 11
2. LA CRISE DE LA BIODIVERSITÉ 27
3. LE DÉSORDRE ÉCOLOGIQUE ET SES PRISES EN CHARGE TECHNOSCIENTIFIQUES 36
4. PROBLÉMATIQUE ET TERRAIN PHILOSOPHIQUE 47

LA « PRISE EN COMPTE » DE LA BIODIVERSITÉ 53

1. LA BIODIVERSITÉ : UNE NATURE SANS QUANTITÉ 54
2. L'INVENTION DE LA BIODIVERSITÉ MONDIALE COMME BASE DE DONNÉES : LE CAS DU GBIF 58
3. DES RELEVÉS ÉCOLOGIQUES AUX DONNÉES : GENÈSE D'UNE ABSTRACTION 64
4. DES DONNÉES AUX *BIG DATA* : UN ASSEMBLAGE TECHNO-POLITIQUE 77
5. LES « LAISSÉS POUR COMPTE » DE LA BIODIVERSITÉ MONDIALE 89

LA « PRISE DE FONCTION » DE LA BIODIVERSITÉ 96

1. LA BIODIVERSITÉ : UNE NATURE SANS INTÉRÊT 100
2. L'INVENTION D'UNE BIODIVERSITÉ FONCTIONNELLE : LE CAS DE LA BEF 105
3. LA FONCTION EN ÉCOLOGIE SCIENTIFIQUE : PERTE ET RENOUVEAU TÉLÉOLOGIQUE 126
4. LA NATURE EN BONNE ET DUE FORME : L'INVENTION DE LA BIODIVERSITÉ SERVICE 138
5. LA PRISE DE FONCTION SANS STRUCTURES : L'ÉMERGENCE D'UNE BIODIVERSITÉ FANTÔME 150

LA « MISE EN BALANCE » DE LA BIODIVERSITÉ 156

1. LA BIODIVERSITÉ : UNE NATURE SANS ÉQUIVALENCE 161
2. L'INVENTION DE LA BALANCE ÉCOLOGIQUE : L'ÉQUATION D'ÉQUIVALENCE 165
3. LA BALANCE ÉCOLOGIQUE : TOUT SE PERD, TOUT SE CRÉÉ 170
4. L'ÉCOTECHNOLOGIE DE LA DESTRUCTION COMPENSABLE : RIEN NE SE TRANSFORME (OU PRESQUE) 176

DE QUEL *OIKOS* LA BIODIVERSITÉ PEUT-ELLE ÊTRE L'OBJET ? 185

1. L'*OIKOS* COMME CONDITION D'EXISTENCE DE LA BIODIVERSITÉ 193
2. L'*OIKOS* COMME MODE D'EXISTENCE DE LA BIODIVERSITÉ 198
3. CONSÉQUENCES PRATIQUES DES *OIKOS* DE LA BIODIVERSITÉ 208

CONCLUSION GÉNÉRALE 215

RÉFÉRENCES 226

RÉSUMÉ 242

Chapitre 1

L'HYPOTHÈSE D'UNE BIOPOLITIQUE DE LA BIODIVERSITÉ

Ce chapitre introductif interroge les différents types de problématisation possibles des questions écologiques contemporaines. Il introduit la « crise de la biodiversité » comme l'une d'entre elles et replace les notions de « biodiversité » et de « crise » dans leur contexte historique. Nous montrons la difficulté de séparer les dimensions proprement scientifiques et politiques que cette notion suppose. Ce chapitre présente ensuite le cadre méthodologique retenu et la problématique philosophique particulière que nous proposons de traiter. Nous faisons l'hypothèse qu'un dispositif de savoir-pouvoir doté d'un appareil technique, cognitif et discursif s'élabore comme stratégie de prise en charge de la nature en crise. Nous positionnons notre analyse dans le domaine large des humanités environnementales en précisant la manière dont seront adaptées les propositions théoriques de la sociologie des sciences, des *Sciences and Technology Studies* et de la philosophie de l'écologie. Nous retenons plus spécifiquement comme prisme d'analyse la notion de « dispositif biopolitique » proposée par Michel Foucault et que nous précisons. Nous proposons ensuite de situer l'étude de la crise de la biodiversité dans un régime de construction des connaissances qualifiable de technoscientifique. Ce chapitre justifie ensuite l'adoption d'une démarche pratique, fondée sur des exemples de recherche concrets menées en écologie scientifique. Nous exposons les trois axes complémentaires qui forment le cœur de l'analyse : la quantification de la biodiversité (que nous qualifions de « prise en compte »), son instrumentalisation (sa « prise de fonction »), et sa substituabilité (sa « mise en balance »).

Il nous reste deux ans pour constater si « **d'ici à 2020, les connaissances, la base scientifique et les technologies associées à la diversité biologique, ses valeurs, son fonctionnement, son état et ses tendances et les conséquences de son appauvrissement sont améliorées, largement partagées et transférées, et appliquées** » [SNB, 2011]. Cet énoncé constitue l'un des objectifs de la « Stratégie Nationale de la Biodiversité » adoptée par la France[1]. Il nous permet dans ce chapitre introductif de poser les bases d'un questionnement philosophique sur le mode de production du savoir et l'exercice du pouvoir dans les problèmes écologiques contemporains.

On remarquera en premier lieu l'inscription de l'objectif dans un agenda explicite, « d'ici à 2020 ». Cette référence à une date butoir annonce le caractère urgent de l'enjeu. Il y a bien une « stratégie » à mettre en place et son efficacité doit faire l'objet d'une évaluation finale. Cette stratégie nationale applique les directives du « plan stratégique pour la diversité biologique 2011-2020 » adopté par la France et les autres Parties signataires de la Convention sur la Diversité Biologique (CBD) en octobre 2010 à Nagoya sous l'égide du Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE). « D'ici à 2020 » est l'expression qui annonce les vingt objectifs de ce plan décidé lors de cette dixième réunion de la Conférence des Parties (COP).

Le problème dont il est question est celui de l'échec politique constaté en 2010 à honorer l'objectif énoncé huit ans plus tôt au sommet de Johannesburg qui était d'« assurer une forte réduction du rythme actuel de perte de diversité biologique aux niveaux mondial, régional et national ». Un compte à rebours symbolique avait été déclenché dans l'initiative baptisée *countdown 2010* par l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (IUCN) avec la participation de gouvernements, d'organisations non gouvernementales (ONG) et du secteur privé. La diversité biologique ainsi présentée est conçue comme réalité unifiée, mesurable et en déclin.

[1] La Stratégie Nationale pour le Biodiversité (SNB) transpose au niveau national l'engagement français dans la Convention sur la Diversité Biologique (CDB). La CDB est la première convention internationale concernant la biodiversité et issue du Sommet de la Terre de Rio de Janeiro de 1992. Après une première phase (2004-2010) basée sur des actions ciblées dans chaque secteur d'activités, la SNB ouvre une deuxième phase (2011-2020) qui se veut plus ambitieuse avec vingt objectifs à atteindre en 2020 (on parle à ce titre de l'objectif « 20-20 ») qui sont fixés par la SNB pour « préserver, restaurer, renforcer, valoriser la biodiversité et en assurer un usage durable et équitable » (https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/strategie-nationale-biodiversite).

Spatialement, il s'agit d'un problème planétaire qui se décline à n'importe quelle échelle. Temporellement, il s'agit d'un phénomène en cours, « un rythme actuel de perte » qu'un engagement politique se propose de réduire.

Mais une telle proposition soulève des questions : comment la diversité biologique peut-elle constituer un enjeu politique et scientifique ? Comment cette diversité biologique est-elle quantifiable dans l'espace et dans le temps ?

Une autre source de questionnement que produit cet énoncé concerne spécifiquement les « connaissances, la base scientifique et les technologies associées à la diversité biologique ». L'énoncé de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité révèle l'hétérogénéité des savoirs qui traitent le phénomène dont il s'agit d'enrayer le déclin. Il est question d'un objet de connaissance en général qui est investi plus spécifiquement par la science et la technique. Or cette juxtaposition des connaissances, de la science et de la technique interpelle. Comment les connaissances, la science et la technique peuvent-elles faire partie d'un agenda politique ?

Une partie de la réponse figure dans l'énoncé : le contenu des savoirs et des technologies associés à la diversité biologique permettrait précisément d'éclairer « ses valeurs, son fonctionnement, son état et ses tendances et les conséquences de son appauvrissement ». La diversité biologique représenterait ainsi un objet de connaissance doté d'un contenu normatif dont on peut déterminer le fonctionnement et dont le devenir représente un enjeu politique. On devine que les « conséquences » de l'état, des tendances et de l'appauvrissement concernent les dimensions économiques et sociales de la diversité biologique. Mais pourquoi et comment coexistent dans cet objet un contenu normatif et une réalité biologique qui intéressent le politique ? Et comment ce savoir scientifique et technique peut-il s'insérer dans un objectif politique évalué « en 2020 » ?

Enfin, en invoquant « l'amélioration du partage, du transfert et de l'application » de ce savoir et de ces technologies, cet énoncé propose un schéma implicite de circulation entre savoir, technologie et décision politique. Il joue le rôle d'un appel politique dirigé vers les producteurs de connaissances et de technologies pour accélérer le développement d'un savoir spécifique, lui-même transférable et applicable. Mais vers qui ou quoi un tel transfert peut-il avoir lieu et de quelle *application* s'agit-il ? Comment le fonctionnement de la diversité biologique peut-il faire l'objet d'une connaissance « applicable » susceptible d'honorer un tel agenda politique ?

Ce chapitre introductif vise à clarifier les présupposés d'un tel énoncé. Il s'agit dans un premier temps d'interroger *les différents types de problématisation possibles de la question écologique*. Nous-nous attardons sur l'une de ces problématisations particulières, celle de « crise de la biodiversité » qui constitue le sujet principal de ce travail et dont les dimensions scientifiques et politiques méritent, selon nous, d'être précisées. Nous présentons ensuite le cadre méthodologique retenu pour cette thèse et la problématique philosophique qu'elle tente de construire.

1. Les problématisations de la question écologique : enjeux méthodologiques

La dynamique de la production de savoir sur la diversité biologique ne semble pas déterminée, dans l'appel formulé par la Stratégie Nationale de la Biodiversité, par l'intérêt d'une communauté scientifique et son traditionnel cadre académique mais par le contexte de son application. Savoir et pouvoir se trouvent liés par un même problème, celui de l'érosion de la diversité biologique, et l'énoncé que nous avons choisi illustre leur intrication. S'il devait y avoir une hiérarchie, celle-ci serait inversée par rapport à l'adage traditionnel selon lequel « la science propose et la société dispose ». En effet, le savoir en matière de biodiversité n'est pas ce qui précède l'application mais l'inverse : le contexte d'urgence politique, et le caractère transférable et applicable du savoir est ce qui doit l'orienter dans un objectif précis auquel on adosse une date butoir de réalisation (« d'ici à 2020 »).

1.1. Au carrefour entre science et politique

Cette orientation politique de la recherche peut néanmoins sembler banale. Ce que l'on appelle aujourd'hui la « crise écologique » représente un enjeu politique aussi bien que scientifique. Moins évidente, en revanche, est la manière dont cette interaction se manifeste dans la pratique de la science et la définition des enjeux politiques.

L'irruption d'un « contexte d'application » dans la production du savoir est précisément ce qui marque, selon Michael Gibbons et ses collègues, le nouveau mode de production du savoir dans la dynamique de la recherche dans les sociétés contemporaines [Gibbons *et al.*, 1994]. Un nouveau mode de production du savoir se profile dans lequel les problèmes ne sont plus *a priori* définis par une communauté spécifique dotée de normes sociales et cognitives pour les résoudre. Décrire l'élaboration par une sphère académique d'un savoir utile ou non ne suffit plus car c'est

désormais – depuis la Seconde Guerre mondiale selon ses auteurs – *l'utilisation du savoir* qui conditionne sa production. Le nouveau mode de production du savoir peut se comprendre comme le résultat d'une *négociation* entre acteurs qui délimitent un contexte d'application :

> *Such knowledge is intended to be useful to someone whether in industry or government, or society more generally and this imperative is present from the beginning. Knowledge is always produced under an aspect of continuous negotiation and it will not be produced unless and until the interests of the various actors are included. Such is the context of application.* [Gibbons *et al.*, 1994 : 4][2]

La proposition de mieux comprendre « le contexte d'application », les « acteurs » impliqués et la manière dont le savoir est « négocié » permet, selon cette perspective, de compléter la grille de lecture épistémologique classique de la production du savoir scientifique. Car si l'on considère que le savoir *lui-même* est le résultat d'une négociation entre acteurs, nous sommes contraints de nuancer l'étanchéité des catégories de « savoir » et de « pouvoir », de « science » et de « politique » et les territoires traditionnellement réservés à la sociologie d'une part et à l'épistémologie d'autre part.

Une fois que l'on s'accorde sur la relative porosité des dimensions scientifiques et politiques de la description d'un phénomène, ou, pour le dire autrement sur la difficulté de séparer la découverte scientifique de son contexte social et politique, deux types d'approches philosophiques peuvent être distinguées pour aborder cette porosité :

Une première façon de procéder consiste à interroger la science et la politique comme deux sphères dont les orientations dépendent l'une de l'autre. Selon cette perspective, on peut considérer que soit la politique se met au service de la science, soit le contraire. Selon Gibbons et ses collègues, le rapport de force entre ces deux domaines s'est inversé durant trois phases distinctes. L'une, qui s'étend de la fin des années 1940 aux années 1960, correspondrait à une phase où la décision et la définition des problèmes scientifiques reviennent aux chercheurs en quête de l'amélioration de la connaissance scientifique *pour elle-même* : « *the main issue, then, was the growth of the scientific entreprise per se* » [Gibbons *et al.*, 1994 : 158]. Dans les années 1970 une inversion des rôles se serait dessinée, cette fois « *the intention was that science and technology should play a key role achieving the diverse policy objectives of a modern industrial state* » [Gibbons *et al.*, 1994 : 4]. Ces deux phases auraient marqué successivement une *politique au service de la science*, puis *une science au service de la politique*. La troisième

[2] Nous avons souhaité rester fidèle aux textes et nous avons choisi de ne pas traduire les citations. Sauf mention contraire, les soulignements sont de l'auteur.

phase amorcée dans les années 1980 aurait restreint les attentes politiques envers la science à l'augmentation des performances économiques et à servir la compétition pour les innovations technologiques. Cette troisième phase serait caractérisée par la fusion entre la politique scientifique et la recherche de progrès technologiques: « *Under these new conditions, science and technology policies and innovation policies can no longer be regarded as separate* » [Gibbons *et al.*, 1994 : 159].

Une autre manière de poser le problème de l'articulation entre savoir et pouvoir consiste à substituer à l'idée d'un rapport de force celle d'une construction mutuelle de la connaissance de manière ni ordonnée, ni contrôlée par l'un ou l'autre des acteurs. L'idée d'une « coévolution » entre science et politique a été ainsi avancée par Henry Etzkowitz et Loet Leydesdorff pour mieux comprendre les relations entre les mondes académique, industriel et politique. Ce modèle alternatif de la « triple hélice » suggère qu'une vision linéaire qui verrait le transfert des connaissances théoriques et pratiques de la recherche fondamentale *vers* ses applications est bel et bien obsolète : « *The linear model is currently being supplanted by new ideas and alternative models based upon interdisciplinarity and spiral feedback links between technology and science* » [Etzkowitz et Leydesdorff, 1998 : 3]. Dans cette perspective, chaque sphère maintient son identité et les intérêts qui lui sont propres (comme la liberté de publier du côté scientifique et la liberté de décider sans attendre l'éclairage scientifique du côté politique). Les auteurs suggèrent en résumé que le temps de la célèbre métaphore utilisée par Vannevar Bush d'une « frontière » sans cesse repoussée par la science et qui profite mécaniquement au monde politique et industriel est révolu.

Dans ce célèbre rapport rédigé à la demande de Roosevelt en 1945, Vannevar Bush, président de l'Office de la Recherche Scientifique et du Développement, présentait le progrès scientifique comme essentiel, libre et indépendant. Dans ce modèle, la recherche pure se distingue de la recherche appliquée et le progrès de la recherche conduit nécessairement à des innovations. Mais ce qui prime demeure la liberté et la curiosité des chercheurs :

> *We must remove the rigid controls which we have had to impose, and recover freedom of inquiry and that healthy competitive scientific spirit so necessary for expansion of the frontiers of scientific knowledge. Scientific progress on a broad front results from the free play of free intellects, working on subjects of their own choice, in the manner dictated by their curiosity for exploration of the unknown.* [3]

[3] Extrait du rapport Vannevar Bush : https://www.nsf.gov/od/lpa/nsf50/vbush1945.htm

Isabelle Stengers qualifie ce modèle de « poule aux œufs d'or » pour caractériser le discours académique correspondant :

> qui ne cesse de rappeler à l'industrie que, pour son propre intérêt, elle doit savoir garder ses distances, laisser le chercheur libre de déterminer ses questions, car seul ce chercheur est capable de définir quelles questions peuvent être fécondes, peuvent participer à un développement cumulatif du savoir, quelles autres n'auront de réponse qu'empirique et incertaine, amoncellement de « faits » qui ne mènent nulle part. L'industrie peut être tentée de dicter ses propres questions, mais ce serait aussi stupide que de tuer la poule aux œufs d'or. [Stengers, 2013 : 99]

La métaphore de l'« *endless transition* » semble mieux appropriée aujourd'hui que celle de l'« *endless frontier* » ou de poule aux œufs d'or. Car la science a investi les enjeux politiques et industriels comme ses propres objets de recherche. La construction du savoir résulte d'une coévolution entre université, industrie et gouvernements.

L'idée de coévolution implique l'idée d'une influence réciproque entre science et politique plutôt qu'une hiérarchie. Des alliances, des négociations et des tensions structurent la dynamique de la recherche qui, sans être planifiée, résulte de cette coévolution active des actions et des réactions de chaque sphère. L'équilibre qui en résulte est instable, les recombinaisons sont perpétuelles, la production du savoir peut donc se comprendre comme un état de « transition infinie » que les approches épistémologiques ou sociologique ne suffisent pas à appréhender avec leurs schémas existants.

Mais l'approche en termes de coévolution risque de demeurer abstraite si elle se prive d'une analyse empirique et située des pratiques scientifiques et politiques telles qu'elles se manifestent dans des projets réels.

Une troisième manière d'aborder l'interaction entre science et politique consiste non pas à s'accorder sur différents modes de production du savoir, ni à proposer un modèle socio-historique d'interaction entre ces deux sphères mais à s'intéresser aux *acteurs* de cette interaction eux-mêmes. Bruno Latour et Michel Callon s'engagent dans cette voie dans les années 1980 en proposant la théorie de l'acteur-réseau pour élaborer une sociologie des sciences et des pratiques scientifiques. Il s'agissait dans cette approche de débusquer les marques de la séparation prétendue mais jamais achevée entre science et politique. Cela implique, rappelons-le, d'accéder « à la science et à la technique par la porte dérobée de la science en train de se faire, et non par l'entrée plus grandiose de la science faite » [Latour, 1989 : 29]. Cela implique

également de concevoir les acteurs non comme de simples utilisateurs des machines ou découvreurs de faits mais comme des inventeurs-acteurs de l'univers matériel qu'ils manipulent.

Latour illustre cette perspective d'approche de la relation entre science et politique en reprenant les recherches nucléaires de Frédéric Joliot-Curie. Raoul Dautry, ministre de l'armement cherche à consolider la puissance militaire et à assurer l'indépendance énergétique de la France à la sortie de la seconde Guerre Mondiale. Joliot-Curie cherche en même temps à réaliser une fission nucléaire contrôlée en laboratoire. Il est facile de concevoir que ces deux enjeux ne sont ni « purement politiques » ni « purement scientifiques » d'après Latour [Latour, 2007 : 91]. Cet exemple nous semble instructif pour notre propos car les enjeux scientifiques et politiques relatifs aux questions écologiques dont les implications sociales sont vives (OGM, risque nucléaire, modèles agricoles, crise de la biodiversité) peuvent déboucher sur des situations analogues.

La « traduction », poursuit Latour, permet dans cet exemple d'agencer les intérêts scientifiques et politiques pour que chacun atteigne son but. Cette traduction se fait par le détour d'un glissement, d'une dérive (en l'occurrence, dans le cas des recherches nucléaires par la création d'un nouveau laboratoire à des fins scientifiques *et* politiques spécifiques). Dans cette recherche scientifique « traduite », compatible avec les exigences politiques du moment, Latour note que « le ministre et les neutrons » étaient tous deux nécessaires à Joliot-Curie. Latour propose ainsi que les non-humains (les neutrons) aient le statut d'acteur de cette interaction au même titre que Joliot-Curie et Dautry.

Voilà un autre principe sur lequel insiste Latour dans toute son œuvre que l'on peut souligner : les non-humains, vivants ou matériels, participent, *en tant qu'acteurs* à la science en action : « Nous ne sommes jamais confrontés à la science, mais à une gamme d'*associations* plus ou moins fortes ou faibles d'humains et de non-humains ; aussi, comprendre *ce que sont* les faits et les machines c'est comprendre *qui* sont les humains » [Latour, 1989 : 629]. Dans le cas de la recherche nucléaire, traiter avec le ministre ou avec les atomes n'était pas, selon Latour, des tâches distinctes pour Joliot-Curie, lorsque celui-ci accepte la création d'un nouveau laboratoire [Latour, 2007 : 93].

Selon cette perspective, comprendre la manière dont le savoir scientifique se construit consiste à comprendre la genèse, les contours et le jeu des collaborations entre humains et entre humains et non-humains. Sous cet angle, la science ne « devient » pas politique car elle n'a jamais cessé

de l'être. Une étude fine *de la pratique scientifique* permet de constater cette intrication organique entre ce que l'on a étrangement séparé du « scientifique » et du « politique ».

La négociation n'est pas *entre* la « sphère » scientifique et la « sphère » politique mais entre acteurs d'un réseau composé d'humains et de non-humains.

Selon Latour, les chercheurs « qui diffusent leurs découvertes par conférence de presse », les « militants écologistes qui témoignent comme experts », les « députés qui organisent des conférences de consensus sur des questions technologiques hautement controversées » ou le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) représentent autant d'acteurs qui génèrent ou annulent des distinctions possibles entre science et politique. Le réseau peut donc se comprendre comme un ensemble non figé et sans restriction quant à l'identité des acteurs contribuant à la porosité des rôles du « savant » et du « politique » » [Latour, 2008].

En adoptant ce point de vue, il est possible d'aller plus loin dans la qualification des acteurs en question. Par exemple, Reiner Grundmann et Nico Stehr ont proposé une typologie des types d'interactions entre la science et la politique selon le type d'engagement des scientifiques. Ceux-ci peuvent être *producteurs* ou *destructeurs* de savoir ou encore *entremetteurs* :

> *Knowledge producers and brokers are important and can play different roles. There are pure scientists who care little about political decision (in case of climate science this is perhaps the exception), there are scientists who argue for particular policy positions on climate policy (so-called advocates or activists), there are scientists who are honest brokers, and there are policy entrepreneurs...* [Grundmann et Stehr, 2012 : 121]

On peut donc admettre une certaine porosité entre les sphères scientifique et politique mais reconnaître que tous les scientifiques n'ont pas le même degré d'implication qu'un Joliot Curie. Les *entrepreneurs*, acteurs de traductions importantes se distinguent par leur implication active dans la politique de la science pour peser en tant qu'experts sur des décisions stratégiques ou législatives, et en même temps, pour faire prospérer leurs propres champs de recherche et leurs intérêts personnels.

L'intérêt d'une telle perspective pour les problèmes écologiques est, selon nous, de refuser une définition a priori, univoque, de ce qui serait de l'ordre du scientifique et de l'ordre du politique. On peut dès lors retenir de cette approche qu'il convient de questionner les définitions surplombantes et de scruter, à la place, les manifestations de l'hybridation science-politique dans l'étude des controverses : « s'il est impossible de définir clairement les mots « politique »

et « science », il est parfaitement possible de qualifier la succession des *étapes* par lesquelles transitent les *objets* controversés ». [Latour, 2008 : 7]

Adopter cette approche consiste à admettre que l'étude de la diversité biologique ne peut être ni strictement scientifique ni strictement politique ni les deux à la fois. La diversité biologique se donne plutôt à penser comme un objet politique ou comme un problème scientifique *selon le point de vue*.

Si l'on s'efforce de décrire le réseau d'acteurs pour lequel la diversité biologique représente un enjeu, on peut admettre que la construction du savoir est aussi façonnée par les variations que la polysémie du terme « scientifique » génère. De même, la déclinaison de ce que l'on entend par « politique » permet de concevoir les étapes de traitement de l'enjeu qui nous intéresse. En ce sens, Latour propose de voir les étapes de l'élaboration des faits scientifiques comme étant certes différentes des étapes qui marquent les questions politiques mais comme partageant fondamentalement la même affaire (*issue*) : « Ce n'est pas l'ancienne frontière entre science et politique qu'il faut suivre, mais les étapes successives des mêmes affaires ». [Latour, 2008 : 21]

Si l'on suit toujours la proposition de Latour, « « science » et « politique » ne qualifient donc 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 : 24]. Aborder l'interaction entre science et politique revient dans ce cas à se demander dans quel « état » la diversité biologique se trouve lorsqu'elle est utilisée, convoquée, étudiée, par les différents acteurs d'un réseau d'humains et de non-humains en constante négociation.

Adopter cette approche permet de compléter l'analyse socio-historique en refusant de projeter la question de l'état et du devenir de la diversité biologique dans des domaines qui relèvent du politique et du scientifique conçus comme des sphères séparées.

Pourtant, si l'approche acteur-réseau convient bien à l'analyse des controverses, elle nous semble cependant limitée pour l'étude de la crise de la biodiversité. En effet, dans cette question vive, l'enjeu de controverse n'est ni une innovation particulière (à l'image du nucléaire) ni une théorie particulière dans une discipline académique. L'enjeu de la « crise » est plus global. La stratégie nationale de la biodiversité annonce à ce titre que « l'humanité est aujourd'hui à un tournant de sa jeune histoire : elle est devenue un acteur majeur des changements planétaires » [SNB, 2011 : 6]. Si la description du réseau est utile sur le plan méthodologique, la dynamique

du réseau elle-même semble suspendue par la question écologique. Le réseau d'acteurs n'est pas un réseau ciblé de spectateurs et d'enquêteurs de la biodiversité. Il est devenu planétaire.

Un niveau de réflexivité supplémentaire nous semble donc nécessaire pour ne pas passer à côté de ce qui se trame dans la construction du savoir et l'exercice du pouvoir lorsqu'il est question de destruction et de protection de la nature. Latour a lui-même perçu la limite d'une enquête qui consisterait à décrire des acteurs sans remettre en question leurs propres contours notamment sur la question écologique. Dans *Politiques de la nature* il pose à nouveaux frais le problème engendré par la séparation entre science et politique en questionnant le sens d'une *écologie politique*. Il profite de cette occasion pour revisiter de fond en comble les catégories qui semblaient pourtant aller de soi pour penser la protection de la nature. L'écologie politique, écrit-il :

> ne cherche pas à protéger la nature et n'a jamais cherché à le faire. Elle veut au contraire prendre en charge, de façon encore plus complète, encore plus mêlée, une diversité encore plus grande d'entités et de destins. Si le modernisme prétendait dominer le monde, l'écologie, elle, se mêle de tout. [Latour, 2004 : 37]

Dans ce qui se donne à penser comme une crise de la nature, Latour propose d'y démasquer pas moins qu'une crise de l'objectivité qui fait vaciller la distinction séculaire entre la Nature avec une majuscule et ses représentations scientifiques et culturelles projetées dans des notions toutes aussi abstraites et majuscules de Science et de Culture, distinction qu'il attribue à l'héritage du mythe de la Caverne. Ce mythe, selon Latour, est structuré par deux ruptures. La première, la plus connue, distingue le monde des choses accessibles aux humains et le monde des idées vers lequel il appartient aux savants et aux philosophes de se tourner. La seconde rupture, plus subtile, suppose que les savants, une fois éclairés ont la possibilité d'ordonner le monde des choses et de clore les disputes de ceux qui sont privés de ce savoir [Latour, 2004 : 23]. Cette double rupture conditionne l'image que l'on se fait de la Science au singulier :

> Aussi vaste que soient les laboratoires, aussi attachés aux industriels que soient les chercheurs, aussi nombreux que soient les techniciens, aussi actifs que soient les instruments pour transformer les données, aussi constructives que soient les théories, aussi artificiels que soient les modèles, rien n'y fait, on vous déclarera tout de go que la Science ne peut survivre qu'à la condition de distinguer absolument et non relativement les choses « telles qu'elles sont » de la « représentation que les humains s'en font ». [Latour, 2004 : 24-25]

Selon Latour, cette double rupture tire à son tour son succès et sa pérennité de son caractère fondamentalement politique. Il s'agit ni plus ni moins de répartir le pouvoir entre ces deux

chambres désormais séparées, la chambre des choses séparées de la chambre des représentations, l'une qui relève de la science, l'autre de la politique.

Latour propose donc de se défaire de la notion de Nature. L'erreur est de penser, selon lui, que l'écologie politique signe enfin l'irruption de la Nature dans les préoccupations politiques jusqu'alors trop exclusivement tournées vers les humains. En maintenant l'idée de Nature sur son piédestal, l'écologie politique prolonge au contraire la conception de la Nature comme un pôle externe. Ironiquement, écrit Latour, le projet de l'écologie politique devrait au contraire ne porter « enfin plus sur la nature, encore moins sur sa conservation, sa protection, sa défense » [Latour, 2004 : 34].

Dans cette perspective l'écologie ne devrait plus inviter à la globalisation des enjeux mais plutôt à un glissement des certitudes établies sur les objets naturels vers des incertitudes posées par les relations tissées entre tous les objets et leurs hybridations. Ce que l'écologie « remet en cause c'est justement la possibilité de collecter, selon un ordre fixé une fois pour toutes, la hiérarchie des acteurs et des valeurs » [Latour, 2004 : 41]. Dans un chapitre qu'il intitule « *La fin de la nature* » Latour affirme à nouveau que l'écologie politique loin de chercher à conserver la Nature consiste plutôt à la détruire :

> si l'on appelle nature le terme qui permet de récapituler en une seule série ordonnée la hiérarchie des êtres, l'écologie politique se manifeste toujours en pratique, par la destruction de nature. Un escargot peut interrompre un barrage ; le Gulf Stream peut soudainement faire défaut ; un terril peut devenir réserve biologique ; un ver de terre peut transformer la terre d'Amazonie en béton. [Latour, 2004 : 42]

L'erreur consiste donc à se référer à une Nature homogène, hiérarchisée et organisée là où l'écologie nous invite à penser des inversions, des singularités et de l'imprévu. Dans *Face à Gaïa*, Latour articule encore plus clairement son propos sur l'instabilité et l'obscurité de la notion de Nature avec l'accumulation alarmante des problèmes écologiques et commence son ouvrage ainsi :

> Ça n'arrête pas, chaque matin ça recommence. Un jour, c'est la montée des eaux ; un autre, la stérilisation des sols ; le soir, c'est la disparition accélérée de la banquise ; au journal de vingt heures, entre deux crimes de guerre, on nous apprend que des milliers d'espèces vont disparaître avant même d'être proprement répertoriées.. [Latour, 2015 : 15]

A nouveau, « si l'écologie affole, c'est parce qu'elle oblige à subir de plein fouet l'instabilité de ce concept [de nature] » [Latour, 2015 : 30].

Selon nous, cette nouvelle proposition de revisiter les catégories en vigueur a le mérite de poser un diagnostic sur les limites des dualismes canoniques entre science et société et plus largement

entre nature et culture pour penser la crise écologique. La conséquence pratique du projet de Latour est en particulier de nous inviter à nous tourner vers ce qu'il nomme la « multiplicité des existants » et la « multiplicité de leurs façons d'exister » [Latour, 2015 : 50].

Mais cette perspective stimulante (nous reviendrons notamment sur l'intérêt d'accorder aux non-humains une puissance d'agir autonome) occulte néanmoins l'étude de ce que l'on pourrait appeler les « modes de pouvoir » exercés sur cette multiplicité. Si l'écologie n'est qu'une question de « prise en charge » d'une diversité de destins il y a matière à s'interroger sur ce que cela signifie. Qui prend en charge quoi, comment et pourquoi ? L'écologie est-elle en mesure de formuler ouvertement cette prise en charge où répond-elle à une injonction politique ?

Nous proposons ainsi de situer méthodologiquement ce travail en adoptant une approche qui tente de conjuguer l'analyse historique des relations entre science et politique d'une part et, d'autre part, la portée politique des objets et des pratiques d'une science en train de se faire et qui résulte de ces relations. Mais nous ne prétendons pas avoir besoin pour cela « d'en finir avec la Nature » et cherchons à restituer plutôt qu'à requalifier les enjeux de pouvoirs que la crise écologique engendre.

Il s'agit en d'autres termes de mener une enquête philosophique ouverte sur ce qui conditionne et oriente la recherche et la politique sur la diversité biologique. Comment le problème de l'état et de l'érosion de la diversité biologique est-il posé ? Est-ce un problème de quantification du monde vivant ? Un intérêt économique qu'il s'agit de protéger ? D'une remise en cause de l'idée d'ordre et de stabilité de la nature ?

1.2. Le recours à la biopolitique

L'éclairage philosophique de ces questions exige de ne pas se limiter à l'analyse socio-historique des modes de construction de la connaissance entre les « sphères » scientifique et politique, de ne pas se contenter de décrire la manière dont un réseau d'acteurs s'empare d'un problème. Sans aller jusqu'à suivre Latour dans son enquête sur ce qu'il nomme le *plurivers* après l'abandon de la notion de Nature, nous proposons, plus modestement, d'étudier quelle articulation entre savoir et pouvoir détermine les types d'existences *possibles* et *problématiques*.

L'érosion de la diversité biologique est posée comme un problème or ce sont précisément *les différentes manières de « faire problème »* qu'il nous semble important d'éclairer.

Pour construire le socle méthodologique d'une telle démarche nous pensons qu'il est utile de se référer à l'idée de biopolitique qui, depuis le travail de Michel Foucault, n'a cessé de montrer sa force heuristique dans l'analyse de nombreuses controverses liées au domaine de la vie [Caeymaex et Pieron, 2016].

Foucault propose d'expliciter les jeux de contrôle, qu'il nomme « gouvernementalité » des hommes et des choses et qui se manifestent dans une panoplie subtile et silencieuse de dispositifs politiques, académiques, de normes ou d'habitudes [Foucault, 2004b]. Il s'agit au fond de l'ensemble des techniques de « conduites des conduites ».

Mais l'intérêt méthodologique de la notion de « biopolitique » proposée par Foucault est selon nous de se prêter à la mise à l'épreuve de recherches historiques et empiriques et de se présenter comme une hypothèse. Or c'est justement en tant qu'hypothèse de travail qu'il nous semble intéressant de mobiliser cette conception du savoir-pouvoir plutôt que comme un réseau d'acteurs à décrire. Foucault ne conçoit pas la biopolitique comme une propriété des choses mais *comme une hypothèse à explorer*. Cette hypothèse nous dit-il : « décrit la manière dont on a essayé de rationaliser les problèmes posés à la pratique gouvernementale par les phénomènes propres à un ensemble de vivants constitués en population : santé, hygiène, natalité... » [Foucault, 2004a : 323].

Foucault pose ainsi la question de savoir comment le phénomène « population » humaine avec ses problèmes spécifiques peut être pris en compte, « au nom de quoi et selon quelles règles peut-on le gérer ? » [Foucault, 2004a : 323]. Une transposition littérale au problème de la biodiversité nous semble pertinente : au nom de quoi et selon quelles règles la crise de la biodiversité est-elle *gérable* ?

De plus, l'hypothèse d'un biopouvoir engage un rapport particulier entre le pouvoir et la vie. Rapport que Foucault formule notamment dans *La volonté de savoir* (1976) en proposant de voir la vie de l'espèce humaine comme devenant, à partir du XVIIIe siècle, l'enjeu de stratégies politiques. Le pouvoir devient biopouvoir lorsqu'il investit une entité qui ne se soumet pas simplement aux règles juridiques ou à un contrôle disciplinaire mais qui est régi par des lois biologiques. Des stratégies nouvelles se manifestent par l'apparition de technologies de pouvoir qui encadrent et contrôle la vie des populations humaines. La population en faisant son entrée en politique ne fait pas l'objet de surveillance ou de punition mais d'un laisser vivre anticipé et qui agit à distance.

L'originalité de la proposition de Foucault réside, à nos yeux, dans sa remise en cause de l'approche traditionnelle du pouvoir souverain pour se concentrer sur l'apparition de mécanismes spécifiquement modernes de contrôle. Le pouvoir souverain de donner la mort aux individus s'enrichit progressivement, selon Foucault, des procédés de *gestion* de leur vie. Procédés qui reposent sur les mécanismes disciplinaires et de normalisation qu'une nouvelle analyse du pouvoir doit mettre en lumière en dépassant le recours aux catégories traditionnelles d'État central et de droit.

Cette approche suppose que savoir et pouvoir forment un couple construit et entretenu par ce que Foucault désigne par le terme de « dispositif » et qu'il définit ainsi :

> un ensemble résolument hétérogène, comportant des discours, des institutions, des aménagements architecturaux, des décisions réglementaires, de lois, des mesures administratives, des énoncés scientifiques, des propositions philosophiques, morales, philanthropiques, bref : du dit, aussi bien que du non-dit, voilà les éléments du dispositif. Le dispositif lui-même, c'est le réseau qu'on peut établir entre ces éléments. [Foucault, 1977 : 299]

Le dispositif ne représente pas l'exercice d'un pouvoir unilatéral mais une relation stratégique d'énoncés et de pratiques qui transite par des matérialités techniques. Le dispositif conditionne à la fois les discours et l'action en délimitant ce qui est faisable. S'il y a un réseau à identifier, il ne se limite pas aux acteurs mais doit englober des éléments symboliques, institutionnels, matériels, langagiers et techniques.

La démarche que nous proposons d'adopter consiste en somme à reprendre l'hypothèse biopolitique *pour la confronter au domaine des sciences de la vie et à leurs outils techniques pour gérer la diversité biologique*. Dans notre approche, ce dont il est question n'est pas la gestion et le contrôle de *la vie des humains* tel que Foucault les analyse mais celles des *non-humains*. Cet emprunt méthodologique nous permet de formuler les questions suivantes :

Si la biodiversité est en crise, quelles stratégies de gestion de crise déployer ? S'agit-il d'un accroissement de l'appareil législatif et du renforcement de décisions prises par un État central « en faveur de l'environnement » ? Ou assiste-t-on à l'émergence d'un dispositif de savoir-pouvoir diffus qui s'incarne dans des nouvelles techniques de contrôle ?

En testant l'hypothèse d'une biopolitique de la nature, il ne s'agit pas, comme dans l'approche latourienne, de poser une grille d'interprétation englobante. La force spécifique de l'hypothèse biopolitique avancée par Foucault pour penser la diversité biologique nous semble tenir à ce qu'elle articule dans la notion de « dispositif » relations de pouvoir et matérialité des savoirs,

sans exiger le recours à une hiérarchie établissant le primat des unes sur les autres. Or, nous verrons que l'idée de crise de la biodiversité se comprend mieux comme le résultat d'une telle articulation que comme une découverte ou l'alerte d'un savoir à l'égard d'un pouvoir, fut-il hybridé.

A l'hypothèse biopolitique et à l'idée de dispositif, s'ajoute plutôt dans la perspective ouverte par Foucault l'importance de considérer *la manière dont le savoir et le pouvoir se constituent* plutôt que comme un état donné des connaissances (qu'il soit considéré comme moderne ou en chantier) et plutôt que comme l'exercice centralisé d'une autorité. Le piège des dualismes ou l'ambiguïté de la notion de nature (avec ou sans majuscule) nous intéressent moins que ce dont témoigne *la manière dont la question écologique est posée*, quel que soit le foyer de ce questionnement (un laboratoire, un chercheur isolé, un article scientifique, un énoncé politique, une alerte).

Foucault propose de déterminer plus précisément selon « quelles règles une pratique discursive peut former des groupes d'objets, des ensembles d'énonciations, des jeux de concepts, des séries de choix théoriques » [Foucault, 1969 : 237]. Et cette enquête ne peut se cantonner à l'analyse des discours scientifiques et des concepts. Les connaissances ne sont jamais séparables d'un exercice possible du pouvoir, lui-même compris comme processus de légitimation plutôt que comme une prescription politique[4]. Pour insister sur ce point, Foucault forge le concept de « problématisation ». Il désigne par ce terme : « l'ensemble des pratiques discursives ou non-discursives qui fait entrer quelque chose dans le jeu du vrai et du faux et le constitue comme objet pour la pensée (que ce soit sous la forme de la réflexion morale, de la connaissance scientifique, de l'analyse politique, etc.) » [Foucault, 1984 : 1489].

Telle est la piste que nous proposons de suivre. De quelle manière la crise de la biodiversité est-elle *prise en charge* par un dispositif de savoir-pouvoir garantissant son contrôle ?

Nous avons mentionné précédemment la proposition de Latour d'inclure dans le réseau les non-humains et de prendre au sérieux leur propre puissance d'agir. Il nous semble intéressant de

[4] « Par pouvoir, il me semble qu'il faut comprendre d'abord la multiplicité des rapports de force qui sont immanents au domaine où ils s'exercent, et sont constitutifs de leur organisation ; le jeu qui par voie de luttes et d'affrontements incessants les transforme, les renforce, les inverse ; les appuis que ces rapports de force trouvent les uns dans les autres, de manière à former chaîne ou système, ou, au contraire, les décalages, les contradictions qui les isolent les uns des autres; les stratégies enfin dans lesquelles ils prennent effet, et dont le dessin général ou la cristallisation institutionnelle prennent corps dans les appareils étatiques, dans la formulation de la loi, dans les hégémonies sociales » [Foucault, 1976 : 122]

maintenir cette ouverture. Elle permet d'insister encore davantage sur l'importance des matérialités de la biologie et des dispositifs et sur la manière dont ils inscrivent le pouvoir dans les choses et les vivants eux-mêmes. Selon Latour, les non-humains font irruption sous la forme de *propositions* au double sens du terme. Ils sont des forces de reformulation d'énoncés (des propositions discursives) et offrent de nouvelles possibilités de cohabitation (des propositions d'agir). Dit autrement, le non-humain n'a pas besoin d'un langage pour être un acteur du réseau (ou un membre du collectif du plurivers pour reprendre d'autres termes utilisés par Latour) et conditionner aussi bien ce qui est énonçable et ce qui est faisable. Le dispositif défini par Foucault gagne à être pensé, pour notre approche, comme en partie contraint par les non-humains. Les éléments de la diversité biologique, quelles que soient les formes de représentation qu'ils prennent, ne demeurent pas inertes mais adhèrent ou résistent à leurs propres problématisations. A ce titre, il peut être instructif d'expliciter la participation spécifique des non-humains dans la dynamique du régime de savoir-pouvoir. La diversité biologique et, comme nous le verrons, l'idée plus générale de « biodiversité » ne se présentent pas comme un collectif d'objets juxtaposés, mais comme une multiplicité dont l'existence même dépend des technologies qui les fait naître. Il convient donc d'interroger la *manière* dont la diversité biologique s'insère dans le dispositif par ses propres moyens. La diversité biologique pèse pour elle-même comme une force dans le dispositif en imposant ce qui est visible, faisable et énonçable. Celle-ci *pose problème* autant qu'elle est *problématisée*.

Insistons, pour finir, sur la dimension historique et empirique de notre positionnement. L'approche foucaldienne et les *Science Studies,* partagent le souci de privilégier une étude « orientée objet » plutôt que de raisonner sur des catégories générales et abstraites de « science » ou de « politique » ou de « Nature » et de « Culture ». L'approche biopolitique n'écarte pas l'importance d'une analyse socio-historique. Car s'il existe un dispositif qui participe à l'élaboration d'un savoir-pouvoir sur la diversité biologique, celui-ci n'est pas donné d'emblée mais s'est constitué.

L'hypothèse d'une biopolitique suppose de replacer la question de la diversité biologique dans la trajectoire historique de l'environnement socio-technique dans laquelle elle s'insère. Le dispositif, selon Foucault, *se met en place pour remplir une fonction stratégique*, pour répondre à une urgence mais se maintient au-delà de son objectif initial en engendrant ses propres réajustements successifs. Les contours de ce dispositif ne sont certainement pas les mêmes au lendemain de la Seconde Guerre mondiale et en 2010, au moment où la stratégie nationale pour la biodiversité est rédigée. Bref, la généalogie du dispositif est essentielle à sa compréhension.

L'attention particulière aux manifestations de l'articulation du savoir-pouvoir dans les objets ou les concepts correspond également à ce que l'historien des sciences Norton Wise propose d'identifier comme « médiateurs ». Selon Wise, les médiations conceptuelles et méthodologiques reflètent la façon dont les pratiques, les concepts et les objets scientifiques sont issus de – et influencent en retour – la culture dans laquelle ils se développent [Wise, 1988]. L'analyse de ces médiations permet d'adopter une vision « écologique » de la construction sociale du savoir scientifique. Autrement dit, de préciser comment des concepts et des outils de l'écologie scientifique tissent ou rompent des liens spécifiques avec leur environnement social et politique. De même, l'enquête philosophique que nous comptons mener s'appuiera sur des cas concrets. Cette approche devrait permettre de montrer les spécificités du rapport politique et scientifique sur la question de la diversité biologique et leur inscription dans des objets, des méthodes, des outils, des textes, qui sont autant de *problématisateurs* de la même question.

1.3. Le recours au terrain

C'est probablement parce qu'elle prend la forme d'une enquête du terrain (ou du terreau) que l'analyse des dispositifs de savoir-pouvoir a connu un tel succès et une diversification des objets investis en sociologie, histoire et philosophie des sciences [Beuscart et Peerbaye, 2006]. Il nous semble néanmoins que la question écologique est restée peu investie par cette démarche philosophique.

A titre d'exemple, prenons le concept central « d'écosystème ». On peut y voir la description proposée par l'écologie d'une catégorie spécifique de composants biologiques et physiques suffisamment homogènes et relativement stables pour être regroupés en un « système ». Cette vision proposée par Arthur Tansley en 1935 [Tansley, 1935] semble, à première vue, découplée de toute considération politique. Il s'agit simplement d'un outil pour bien décrire un objet de connaissance. Mais la toile de fond qui permet d'expliquer l'émergence de ce concept, son succès, et sa diffusion est celle de la sécheresse brusque des années 1930 aux États-Unis qui a provoqué une crise politique, économique et sociale. Les conséquences de cette sécheresse sont aggravées par les activités agricoles qui ont supprimé le couvert végétal, et entraîné la transformation du sol en poussière. Ce phénomène du « Dust Bowl » a entrainé le déplacement de familles, une crise de la production agricole, et l'urgence politique à trouver des solutions (événement popularisé par le roman de John Steinbeck *Les Raisins de la Colère* en 1939). Les

écologues réputés (Frédéric Clements et Arthur Tansley notamment) s'affrontent pour comprendre ce qui s'est passé et s'appuient sur ce contexte particulier pour tester leurs théories.

Franklin Roosevelt, président des États-Unis en charge de la relance économique du pays après la grande crise de 1929, s'entoure pour cela d'experts écologues. La politique de gestion des sols s'appuiera sur leurs conclusions. Aussi, la construction de l'idée « d'écosystème » n'est pas séparable de débats intenses sur la place de l'homme dans la nature et sur les conditions du maintien d'un ordre politique et social [Masutti, 2012].

Dans cet exemple, l'écosystème problématise un enjeu politique et scientifique d'une certaine manière. Certes, on peut considérer qu'il s'agit d'une « traduction » entre des acteurs d'un réseau. Mais celle-ci ne correspond pas seulement à une négociation entre des acteurs, elle *problématise* le phénomène du « Dust Bowl » et ses conséquences politiques c*omme un déséquilibre de la nature à restaurer*. Ce qui permet la collaboration entre des écologues et un président (et « à la rigueur » avec les plantes, l'eau et le sol) n'est pas tant la succession d'événements historiques qui précède la catastrophe, ni les étapes de transformations d'une controverse, mais *l'adoption d'un mode de problématisation* de cette catastrophe. Il a fallu voir l'écosystème *comme* un objet pouvant être dégradé et réparé. L'écosystème peut être posé *comme* un objet en équilibre à maintenir, *comme* une source de bénéfices à exploiter, *comme* une singularité biophysique qui évolue dans un espace-temps incommensurable avec notre mode de développement.

Dans notre approche, nous supposons que ces problématisations participent au - et résultent du - régime de savoir-pouvoir qui ne s'applique pas *sur* des objets mais qui s'exerce et se manifeste *par* ces objets.

Ainsi, nous partons dans ce travail de l'hypothèse selon laquelle la recherche en écologie scientifique s'est définie au cours de son histoire grâce à de telles problématisations. Chaque problématisation génère et reflète une restriction ou une extension du pouvoir de décision et de gestion sur des espèces, des espaces, des ressources qui se donnent à penser comme menacés ou finis.

Nous supposons également que ces problématisations ne sont pas nécessairement le résultat d'une négociation entre « sphères » ou entre « acteurs » dans le but d'une entente commune mais potentiellement le fruit de tensions, de résistances et de revirements. L'histoire de l'idée de « crise de la biodiversité » est à ce titre révélatrice de l'émergence d'un dispositif qui se

constitue autant comme un tissu de relations hétérogènes investissant un problème explicite que comme la cristallisation d'implicites. « Du dit, aussi bien que du non-dit » pour reprendre la définition de Foucault. Un examen de cette idée permet de décrire ce qui « pose problème » et prépare le type de problématisation possible lorsque les idées de crise et de protection de la diversité biologique deviennent un enjeu biopolitique.

Pour finir, nous situons notre étude dans le champ récent de la philosophie environnementale et plus spécifiquement dans la *philosophie de la biodiversité* qu'il nous semble, à la suite de certains auteurs pertinent d'identifier en tant que telle. Le livre récent intitulé *The Routledge Handbook of Philosophy of Biodiversity* publié en 2017 et entièrement dédié à conceptualiser la biodiversité comme problème philosophique central pour la philosophie environnementale nous semble constituer un bon ancrage :

> *We believe that the time is ripe for biodiversity to assume a more prominent role in philosophical discussion. […] Over the last two decades, the field of environmental philosophy has started to emerge as a well-defined area of philosophical inquiry in contrasts to environmental ethics. If environmental ethics is thought of as preoccupied with the nature and foundation of our moral responsibilities to the non-human world, then environmental philosophy encompasses environmental ethics, but places it within a more comprehensive framework for thinking philosophically about the environment.* [Garson *et al.*, 2017]

Il s'agit à présent de caractériser la spécificité du concept de biodiversité et plus spécifiquement l'idée de crise de la biodiversité dans une épistémologie non normative mais attentive aux valeurs. Il ne s'agit pas de minimiser l'apport de l'éthique environnementale mais de clarifier les présupposés philosophiques pour qu'un dispositif de savoir-pouvoir sur la biodiversité s'élabore. L'un de ces présupposés est que l'idée de « crise de la biodiversité » devienne une préoccupation scientifique et politique.

2. La crise de la biodiversité

Dans l'expression « crise de la biodiversité », l'idée de « crise » semble lestée d'une dimension politique et celle de « biodiversité » renvoyer à un terme issu de la sphère scientifique pour caractériser le monde vivant. Nous proposons de montrer que c'est pourtant l'inverse : la crise est un concept d'origine scientifique, la biodiversité est un concept d'origine politique. Les catégories de « science » et de « politique » s'entrelacent dans l'expression elle-même.

L'analyse de cet entrelacs permettra de mieux caractériser le processus de problématisation à l'œuvre.

2.1. La biodiversité : un concept politique

La biodiversité désigne littéralement la diversité du vivant. En apparence, cette notion ne fait que prolonger ce que l'histoire naturelle élabore depuis le XVIII^{e} siècle : une description du monde vivant à l'aide d'unités que l'on peut classer et dénombrer. Cette représentation est notamment celle qui, depuis le naturaliste suédois Carl von Linné (1707-1778) se comprend comme une succession emboitée de niveaux : espèces, genres, familles, ordres et classes. La diversité du vivant comprise comme la diversité dans - et entre - des niveaux d'organisation (gènes, espèces, écosystèmes) ne serait qu'une nouvelle ramification dans l'entreprise de découpage du monde naturel en entités hiérarchisées et dénombrables.

L'étude de la classification du vivant a fait l'objet d'une analyse philosophique qui suggère que l'irruption de l'idée de « diversité » traduit déjà un tournant dans l'élaboration du savoir. Foucault interprète l'invention de cet ordre descriptif du monde vivant comme l'émergence d'un champ nouveau de visibilité. L'invention de ce classement est ce qui permet de penser des êtres *proprement naturels*. Sans cette intervention du langage pour classer, il n'y a pas, selon Foucault, de séparation entre le mot et la chose, pas d'*histoire naturelle* mais seulement des histoires *sur* la nature. L'histoire naturelle a pour effet de détacher les êtres de leurs histoires respectives. L'âge classique instaurerait selon cette perspective une nouvelle *épistémè* (terme que Foucault utilise pour désigner le socle propre à une époque sur lequel se fonde la connaissance) qui n'est plus celle de la « ressemblance » mais celle de la « représentation ».

L'histoire naturelle devient possible à l'âge classique grâce à l'invention d'une utilisation du langage qui consiste à ordonner les choses : « l'âge classique donne à l'histoire un tout autre sens : celui de poser pour la première fois un regard minutieux sur les choses elles-mêmes, et de transcrire ensuite ce qu'il recueille dans des mots lisses, neutralisés et fidèles » [Foucault, 1966 : 143].

Parler de diversité du vivant ne serait donc qu'une façon de résumer le résultat de cette neutralisation des multiples histoires de la nature pour qu'une histoire naturelle univoque émerge. Classer et dénombrer, c'est permettre au vivant de se manifester comme une collection d'entités à étudier *pour elles-mêmes*. Les choses vivantes se mettent à vivre leur vie de vivants identifiés et nommés en tant que tels.

Mais il est nécessaire de faire un pas de plus pour comprendre ce qui se trame pour ceux qui élaborent cette histoire naturelle. Sans cette analyse, le récit épistémique de la notion de diversité laisserait de côté la manière dont ce recours à la classification s'incarne dans – et se manifeste par - la pratique. Steffan Müller-Wille propose à ce titre de compléter l'analyse de Foucault en considérant ce que le dénombrement permet et exige sur le terrain. Il présente l'avènement de l'histoire naturelle non comme une révélation conceptuelle mais bien comme une évolution des *pratiques* naturalistes [Müller-Wille, 2015]. Ces pratiques consistent, entre autres, à utiliser la classification non pas comme modèle d'un découpage de la nature mais comme manière de créer des listes, de les modifier, de les inscrire dans un temps et une histoire. Selon Müller-Wille, cet usage de la liste répond à une exigence pratique qui conditionne le découpage du monde et non l'inverse.

> *Just like records in a well-kept archive, species became units that were added to or eliminated from collections, kept track of in lists and catalogues, and counted and distributed in ever new ways. It was these kinds of practices that marked the beginning of the era of modern ideas of biodiversity. In this context, diversity first and foremost means to be able to count and evaluate taxonomic units like genera and species as endangered, widespread, alien, etc. The history of this aspect of the modern concept of biodiversity reaches back to the late eighteenth century*. [Müller-Wille, 2015 : 93]

Concevoir et mesurer la « diversité » du vivant peut donc se comprendre comme la réponse à un problème *pratique,* celui de l'inventaire, précédent - ou du moins lié à – un changement d'épistémè.

Que l'on aborde la question de la diversité biologique sous l'angle pratique ou sous l'angle conceptuel, cette notion ne semble pas réductible au seul problème de la classification d'entités. Une analyse de l'origine du terme « biodiversité » permet de révéler que le problème dont il est question est celui d'une *contestation*. L'idée de biodiversité issue de la notion de « diversité biologique » est souvent elle-même présentée comme émergeant d'une filiation d'idées défendues par des auteurs engagés dans autre chose qu'une description du vivant. Le terme de biodiversité dans son usage contemporain garde cet héritage et peut revêtir aussi bien le rôle de descripteur naturel que le rôle de slogan, de publicité, de mise en garde, de promotion.

L'une des premières cristallisations de la notion de « diversité biologique » en tant que telle apparaît pour la première fois en 1968 dans l'ouvrage de Raymond Dasmann intitulé *Different Kind of Country* qui dénonce le risque d'homogénéisation du vivant [Dasmann, 1968]. D'emblée, la notion de diversité biologique est ancrée par Dasmann dans un constat alarmiste, celui d'une *perte* de la diversité biologique.

Dasmann a été formé par Starker Leopold (1913-1983) zoologiste et conservationniste connu pour son engagement en faveur de la protection de la nature. Starker Leopold est lui-même fils de Aldo Leopold (1887-1948) considéré comme l'un des pères de la gestion et de la protection de l'environnement aux États-Unis dont l'ouvrage *Almanach d'un comté des sables* [Leopold, 1949] vendu à des millions d'exemplaires contribua à populariser la protection environnementale et l'écologie scientifique [Callicott, 1988]. Leopold est l'héritier de John Muir considéré comme l'un des premiers naturalistes modernes fondateur du Sierra Club en 1892 pour la protection du Sierra Nevada, devenu l'une des plus importantes organisations de conservation des États-Unis, dont le combat n'est pas séparable de son étroite implication dans la politique environnementale de Theodor Roosevelt. Connu pour son souci de développer une gestion rationnelle des ressources naturelles et ses décisions en faveur de la protection des espaces naturels Roosvelt participe à l'héritage revendiqué par les conservationnistes[5].

À la suite de Dasmann, le biologiste David Ehrenfeld attire quelques années plus tard l'attention sur la dégradation de la diversité biologique dans deux nouveaux ouvrages à succès : *Conserving Life on Earth* (1972) et *The Arrogance of Humanism* (1978) qui présentent le problème de l'érosion de la diversité biologique comme le symptôme du credo de l'humanisme moderne qu'il (d)énonce de cette façon :

> « Many problems are soluble by technology.
> Those problems that are not soluble by technology, or by technology alone, have solutions in the social world (of politics, economics, etc.).
> When the chips are down, we will apply ourselves and work together for a solution before it is too late.
> Some resources are infinite; all finite or limited resources have substitutes.
> Human civilization will survive. » [Ehrenfeld, 1978 : 5-6]

La notion de « diversité biologique » émerge donc *chargée d'un problème* qui déborde la description scientifique du monde vivant sous de nouveaux auspices théoriques ou pratiques. Pour Leopold et ses héritiers, la question écologique ouvre la perspective d'une remise en cause profonde à la fois culturelle et politique :

> L'écologie n'arrive à rien parce qu'elle est incompatible avec notre idée abrahamique de la terre. Nous abusons de la terre parce que nous la considérons comme une commodité qui nous appartient. Si nous la considérons au contraire comme une communauté à laquelle nous appartenons, nous pouvons commencer à l'utiliser avec amour et respect. Il n'y a pas d'autre moyen si nous voulons que la terre survive à l'impact de l'homme mécanisé, et si

[5] Comme en témoigne le site internet entièrement dédié à la célébration de cet héritage : http://www.undiscovered-yosemite.com/Roosevelt-and-Muir.html

> nous voulons engranger la moisson esthétique qu'elle est capable d'offrir à la culture. [Leopold, 1949 : 14]

La notion de biodiversité s'ancre donc déjà dans - et participe à - la transformation d'un régime de savoir-pouvoir sous tension.

Le travail mené par David Takacs qui, en 1992, a dirigé une série d'entretiens auprès des biologistes et des écologues de renom, permet d'analyser finement ce qui se joue dans l'émergence du terme « biodiversité ». Il permet de confirmer que ce terme n'est pas une *nouvelle façon de nommer la nature* mais bien l'expression d'un *nouveau problème* :

> *Conservation biologists have generated and disseminated the term "biodiversity" specifically to change the terrain of your mental map, reasoning that if you were to conceive of nature differently, you would view and value it differently. As a result of a determined and vigorous campaign by a cadre of ecologists and biologists over the past decade, biodiversity has become a focal point for the environmental movement. […] The term biodiversity is a tool for a zealous defence of a particular social construction of nature that recognizes, analyses, and rues this furious destruction of life on Earth. When they deploy the term, biologists aim to change science, conservation, cultural habits, human values, our ideas about nature, and, ultimately, nature itself*. [Takacs, 1996 : 1]

Tacaks montre clairement ainsi que le terme biodiversité est un terme chargé d'une inquiétude et porteur d'un programme de contestation. Certes, la genèse du terme de biodiversité doit être ancrée selon Tacaks dans la popularisation des idées et des préoccupations des figures du mouvement environnementaliste auquel appartiennent Aldo Leopold, Charles Elton, Rachel Carson, et David Ehrenfeld. Dans leurs ouvrages respectifs et très largement diffusés, ces auteurs ont proclamé, comme Dasmann, l'importance de la diversité dans la nature, l'ampleur des menaces qui pèsent sur elle et l'urgence à la protéger. Mais la contraction de l'expression « diversité biologique » en « biodiversité » réaffirme que le problème dont il s'agit est avant tout politique. L'apparition du terme résulte en effet de la préparation du *National Forum on Biological Diversity* organisé par le National Research Council (NRC) en 1986 à Washington dont les comptes rendus sont rassemblés dans l'ouvrage qui s'intitule *Biodiversity* dirigé par Edward O. Wilson et paru en 1988.

Le NRC est une branche de la National Academy of Science (NAS) censée synthétiser la connaissance scientifique d'importance nationale nécessitant des recherches prioritaires. Walter Rosen, biologiste membre du NRC, aurait prononcé pour la première fois le terme de « biodiversité » en affirmant que le NRC devait se pencher sérieusement sur cette question de la « diversité en danger », qui figure dans l'affiche annonçant la conférence (*Diversity in Danger*).

Rosen précise ironiquement que l'invention du terme était facile : il suffisait pour obtenir le terme « BioDiversité » de retirer le terme « logique » (*logical*) de « Bio-logical-Diversity ». Ce retrait traduisait selon lui une réaction à l'obsession de scientificité du NRC, peu encline à ouvrir la porte aux dénonciations politiques explicites. Or il y avait bien, selon Rosen, une volonté d'engagement politique, non strictement « logique » à faire une conférence sur la diversité biologique [Takacs, 1996 : 37].

Selon Dan Janzen, chercheur invité à cette même conférence, le succès de ce terme est même précisément imputable à la dimension essentiellement politique du forum de Washington : « *The Washington Conference? That was an explicit political event, explicitly designed to make Congress aware of this complexity of species that we're losing* » [Takacs, 1996 : 37].

Ce bref aperçu des premières utilisations de la notion de « diversité biologique » et de la contraction de cette notion dans le néologisme « biodiversité » témoigne d'une exigence de formalisation d'un enjeu politique dans un contexte académique. Une analyse similaire sur le terme de « crise » révèle en miroir la manière dont savoir et pouvoir se conjuguent dans le terreau de fermentation de l'idée de « crise de la biodiversité ».

2.2. La crise : un concept scientifique

La « diversité biologique », expression qui précède le terme de « biodiversité », n'est pas dissociable de la notion de « crise ». La diversité biologique ou la biodiversité ne désignent pas une propriété du vivant (celle d'être diversifiée) mais font référence à un processus de perte, d'extinction, d'érosion de celui-ci. Ce n'est pas tant la diversité qui est en cause mais sa perte.

La dimension académique liée à l'érosion de la diversité biologique s'affirme dans les années 1980 dans un ouvrage à la fois scientifique et militant *Conservation Biology : An Evolutionary-Ecological Perspective*. Thomas Lovejoy écrira en avant-propos de l'ouvrage que la réduction de la « diversité biologique » est la question « la plus importante de son temps » [Soulé et Wicox, 1980 : 9]. En 1985, l'écologue Edward Wilson écrit un article spécifiquement consacré à montrer que le devenir de la diversité biologique est un problème scientifique. La diversité biologique à la fois colossale, inconnue, et en déclin, constitue une question scientifique. « La diversité biologique est dans un état de crise » peut-on lire explicitement dans cet article.

En effet, pour Wilson, la diversité biologique est un concept qui demeure sans unité, sans quantité, sans ordre de grandeur, qui repose sur un vide épistémologique :

> *Certain measurements are crucial to our ordinary understanding of the universe. What, for example, is the mean diameter of Earth? 12,742 km. How many stars are there in the Milky Way? 10^{11}. How many genes in a small virus particle? 10 (in 4X174 phage). What is the mass of an electron? 9.1 x 10-28 grams. How many species of organisms are there on Earth? We don't know, not even to the nearest order of magnitude*. [Wilson, 1985 : 700]

Or Wilson estime que c'est là une question scientifique aussi centrale que celles résolues par la physique moderne et autres types de sciences qu'il nomme « Big Sciences ». Car ne pas connaître cette grandeur fondamentale que représente le nombre total d'espèces revient à ignorer l'ampleur de la « crise ».

Les premières méthodes d'objectivation de la crise de la biodiversité procèdent donc par extrapolation. Les botanistes et zoologistes assistent à une déforestation continue et accélérée des forêts américaines et tropicales qu'ils ont coutume d'explorer. Une question émerge : et si la destruction des forêts affectait non seulement les espèces connues mais aussi toutes celles qu'il reste à découvrir ? Au fond, combien d'espèces sommes-nous en train de perdre en exploitant les forêts massivement et rapidement?

Selon les premières données récoltées dans les années 1990, la diversité biologique ne fait pas que décliner, elle s'effondre à un rythme comparable à ce qui est observé dans les grandes périodes géologiques du vivant. La réduction de la biodiversité semble approcher celle observée lors des grandes crises biologiques enregistrées à la fin du Paléozoïque et du Mésozoïque stipule Wilson :

> *Under the best of conditions, the reduction of diversity seems destined to approach that of the great natural catastrophes at the end of the Paleozoic and Mesozoic Eras, in other words, the most extreme for 65 million years. And in at least one respect, this human-made hecatomb is worse than any time in the geological past.* [Wilson, 1985 : 700]

Le rythme d'extinction est donc tel, selon les estimations de Wilson, qu'on peut parler d'une hécatombe. En assimilant la perte de diversité biologique à un événement géologique reconnu, une extinction de masse, la sixième, on confère à la crise de la biodiversité la dimension d'un événement géologique.

Il est curieux de constater que le concept plus récent d'*anthropocène* cherchera lui aussi un ancrage géologique. Qu'il s'agisse de crise d'extinction ou plus largement d'anthropocène, le mouvement de dénonciation politique dont il est question n'est pas tant celui d'un lancement d'alerte que d'une recherche de scientificité, de quantification, de datation et d'assimilation de la question écologique dans un milieu de production de connaissance légitime et reconnu.

En somme, en stipulant l'existence d'une « crise de la diversité biologique », Wilson lance un appel à ce que cette hypothèse devienne un « fait scientifique ». La notion scientifique de crise joue le rôle de caution géologique de cette réalité.

La même année, en 1985, dans la même revue (la revue généraliste *BioScience* dédiée aux sciences biologiques), Michael Soulé publie l'article fondateur de la discipline scientifique qui se donne pour mission de connaître les causes et les conséquences de cette « crise » en formulant des moyens pour l'enrayer. La « biologie de la conservation » dont le projet scientifique a été donné quelques années auparavant par cet auteur comme une perspective éco-évolutive (dans l'ouvrage *Conservation Biology : An Evolutionary-Ecological Perspective*) est ici définie comme « une discipline de crise » : « *Conservation biology differs from most other biological sciences in one important way: it is often a crisis discipline* » [Soulé, 1985 : 727].

La biologie de la conservation doit guider scientifiquement la mise en place de mesures de protection, d'aires protégées, et de moyens de connaître les menaces qui pèsent sur telle ou telle espèce. Fondée à Ann Arbor dans le Michigan le 8 mai 1985, la Société de Biologie de la Conservation (*Society for Conservation Biology*) se dote, deux ans plus tard, de la revue académique *Conservation Biology*.

Ces deux anecdotes (la publication de Wilson et de Soulé) ne tiennent pas lieu, à elles seules, de démonstration pour soutenir que la notion de crise de la biodiversité est forgée par une quête de scientificité autant que par la dimension politique contenue dans l'idée de quantification du vivant. Il y a bien entendu des prémices mouvementées. La parution en 1948 de *La Faim du monde* (avec pour titre original *Road to Survival*) par l'écologue américain William Vogt (1902-1968) et *La Planète au pillage* (*Our Plundered Planet*) de Henry Fairfield Osborn (1887-1969) ont marqué profondément les esprits. Traduits en plusieurs langues ces ouvrages sont des best-sellers lus par des millions de personnes. Ils dénoncent la destruction de la nature, l'épuisement des ressources et l'augmentation exponentielle de la population humaine. Selon ces auteurs, la Seconde Guerre mondiale s'achève sur l'ouverture d'un nouveau drame : une guerre « contre la nature ». L'idée de « crise » n'est pas qu'une question géologique.

Mais à ces alertes s'ajoute dans le sillage de Wilson l'exigence de quantification objective du phénomène qui s'affirme en tant que telle. Wilson oriente à ce titre l'attention vers l'estimation chiffrée du nombre d'espèces qui disparaissent suite à la destruction des habitats ; Soulé plaide pour l'instauration d'une science engagée, (pré)occupée par l'étude de cette crise annoncée

avec les méthodes scientifiques classiques. Un journal scientifique et une société savante viennent garantir la crédibilité d'une telle discipline scientifique.

La « crise de la biodiversité » a ainsi progressivement contribué à instaurer ce que Fernando Vidal et Nélia Dias ont baptisé une « sensibilité à la menace » (*endangerment sensibility*) dans l'univers scientifique. Leur analyse converge avec notre propre lecture de l'émergence de la crise de la biodiversité comme intrication de science, de technique, et de politique. Selon ces auteurs, la « menace » est beaucoup plus que l'expression d'une inquiétude subjective, car elle s'incarne dans des objets, des graphiques, des pratiques, et dans tout appareil technique renforçant la scientificité de ce qui est dénoncé :

> *An entity's "endangered" status crystallizes by way of its incorporation into various documentary devices – archives, catalogues, databases, inventories, and atlases. These devices materialize values that inspire an urge to perpetuate, but they do so through the concrete objects and information they choose to archive, and the techniques they use to do so.* [Vidal et Dias, 2015 : 1]

La « crise » n'est donc pas la simple description d'un état du monde vivant mais aussi la mobilisation de ressources symboliques et politiques agrémentée de techniques spécifiques. L'inventaire, le tri et le recours à « la liste » peuvent être perçus comme la matérialisation du problème qui se pose. Selon Vidal et Dias, ce sont des instruments qui matérialisent la sensibilité à la menace et qui agissent en retour sur la production du savoir et sur la sphère politique :

> *An indispensable step for coping with endangerment consists of inventorying and ranking. Although the list may be seen as a result of diagnosing entities as endangered, listing is itself both a diagnostic tool and a way of anticipating the failure of the cure: if the endangered entity came to disappear, it will persist as a record.* [Vidal et Dias, 2015 : 1]

Là où Michel Foucault voyait dans la classification du vivant l'émergence d'une histoire proprement naturelle, on peut reconnaître dans l'inventaire de la biodiversité que cette histoire est indissociablement liée à la nôtre et à l'émergence de techniques dédiées. L'histoire naturelle contemporaine est celle d'une dégradation causée par les activités humaines dont on peut garder la trace. L'appel de Wilson semble en effet suivre une telle logique. La quantification de la diversité des espèces sur Terre et l'estimation de leur rythme d'extinction permettent d'incarner l'idée d'une menace dans un appareillage scientifique. L'énumération devient un outil de sécurisation de la diversité biologique et du savoir qui s'y rapporte.

Cette brève analyse du contexte d'émergence des concepts de « crise » et de « biodiversité » suggère que « la crise de la biodiversité » n'est en définitive ni un problème scientifique, ni un

enjeu politique, ni un « hybride », mais bien l'expression de *deux problématisations possibles* d'une même situation. L'une s'appuie sur l'impératif politique de gestion rationnelle des ressources naturelles, l'autre met l'accent sur l'objectivation des processus écologiques et évolutifs en jeu. Cependant, si cette description renseigne sur la manière dont le problème est posé, elle laisse de côté ce qui pose véritablement problème. La situation dont il s'agit semble correspondre à celle d'une rencontre avec des réalités biophysiques nouvelles que l'écologie révèle. Un examen épistémologique plus poussé permet d'éclairer que c'est la perte - et la recherche de la restauration - d'un *ordre naturel, social et politique* qui est en cause.

3. Le désordre écologique et ses prises en charge technoscientifiques

L'idée de « crise de la biodiversité » ne vient pas seulement témoigner de la découverte d'une précarité de la diversité biologique dans un régime de pressions anthropiques qui s'emballe. Ce sont les idées d'ordre naturel, de prévisibilité et de possibilité d'une exploitation rationnelle de la nature qui sont bouleversées. Pour reprendre les termes de Foucault, le mot et la chose s'articulent sur un nouveau mode. Car le monde naturel est certes distinct de notre représentation mais les conditions mêmes de son existence se trouvent affectées par nous-mêmes. Les modalités de contrôle et de maîtrise de ce monde naturel ne peuvent se contenter de l'ordre offert par la classification de Linné. L'épistémè classique d'un monde naturel à décrire, à comprendre, et à gérer est bousculée par une découverte inédite. Les choses et leurs représentations se retrouvent mêlées dans un récit qui pense le vivant comme désormais inséparable de l'histoire humaine : la trajectoire de l'histoire naturelle est celle d'un déclin *dont nous sommes la cause*. Il convient dès lors de montrer comment cette nouvelle donne se manifeste concrètement dans le savoir et le pouvoir qui se déploient pour traiter ce problème écologique nouveau. De même, la « sensibilité à la menace » que nous avons mentionnée permet de décrire la manière dont les techniques de quantification de la biodiversité traduisent une inquiétude mais ne précise pas vraiment *ce qui est à l'origine de cette inquiétude*. Nous proposons de mettre en lumière plus précisément la façon dont la « crise de la biodiversité » *instaure un désordre et une perte de contrôle du monde vivant*.

L'historien Samuel Hays a montré comment l'objectif de mise en ordre et d'optimisation de la gestion des ressources naturelles par des moyens techniques a motivé l'émergence du mouvement conservationniste au milieu du XX^{e} siècle. De plus, selon lui, la dimension

politique du contrôle des ressources ne vient pas d'une réflexion concernant la répartition des richesses ou d'un intérêt commun mais bien de la revendication de la légitimité d'un groupe restreint de conservationnistes à traiter cette question :

> *The new realms of science and technology, appearing to open up unlimited opportunities for human achievement, filled conservation leaders with intense optimism. They emphasized expansion, not retrenchment; possibilities, not limitations. [...] They displayed that deep sense of hope which pervaded all those at the turn of the century for whom science and technology were revealing visions of an abundant future. The political implications of conservation, it is particularly important to observe, grew out of the political implications of applied science rather than from conflict over the distribution of wealth. Who should decide the course of resource development? Who should determine the goals and methods of federal resource programs? The correct answer to these questions lay at the heart of the conservation idea. Since resource matters were basically technical in nature, conservationists argued, technicians, rather than legislators, should deal with them.* [Hays, 1959 : 2]

La « crise de la biodiversité » secoue cet agenda progressiste à plus d'un titre. Ce qui entre en crise est autant la biodiversité que la possibilité de prolonger l'approche seulement technique et rationnelle de la pratique de la « conservation » en vogue avant la Seconde Guerre mondiale. La conservation ne résulte pas d'un mouvement populaire ou de lanceurs d'alerte ni ne traduit le dessein politique de la quête d'un intérêt commun. Elle exprime un espoir de planification raisonnée de la gestion des ressources naturelles par une élite scientifique : « *Conservationists envisaged, even though they did not realize their aims, a political system guided by the ideal of efficiency and dominated by the technicians who could determine how to achieve it* » [Hays, 1959 : 3].

La première phase du mouvement conservationniste qui correspond à son émergence aux États-Unis (que Hays délimite entre 1890 et 1920) est avant tout animée par la question de *l'efficacité dans la gestion des ressources*. La « conservation » se définit sous l'administration Roosvelt (1908) comme : « *the use of foresight and restraint in the exploitation of the physical sources of wealth as necessary for the perpetuity of civilization, and the welfare of present and future generations* » [Hays, 1959 : 123]. L'usage et l'exploitation sages des ressources deviennent synonymes de recherche d'efficacité (*efficiency*). Une telle recherche dépasse la question des ressources physiques ou biologiques pour devenir l'agenda de tous les secteurs de la politique.

Les grandes sociétés d'ingénieurs (civiles, électriques, mécaniques, minières) portent le même idéal d'efficacité et d'optimisation et défendent activement le mouvement conservationniste : « *they took a keen interest in resource problems, publicized conservation affairs in their*

journals, and defended the administration from attack. They applauded heartily when the President sought to bring order, efficiency, and business methods into government » [Hays, 1959 : 123-124]. L'un des défenseurs de ce mouvement, rapporte Hays, ne cache pas son optimisme vis à vis de l'idéal de la conservation qui n'est autre qu'un contrôle de la nature en vue des bénéfices directs que les humains peuvent en tirer : « *a conscious and purposeful entering into control over nature, through the natural resources, for the direct benefit of mankind* » [Hays, 1959 : 124].

Or lorsque cet optimisme d'un idéal d'ordre et de contrôle à la fois naturel, politique et industriel s'essouffle au lendemain de la Seconde Guerre mondiale, la crise de la biodiversité remet justement en cause la possibilité de sa conservation, conçue comme l'application d'une technique d'optimisation.

Aldo Leopold semblait avoir annoncé ce problème en d'autres termes : « Nous abusons de la terre parce que nous la considérons comme une commodité qui nous appartient » [Leopold, 1949 : 14]. Mais Leopold ne se démarquait en définitive pas fondamentalement de la recherche d'une optimisation du contrôle des entités vivantes, certes éclairée par l'écologie, mais qui devait demeurer une gestion de leur conservation. Son ouvrage entièrement dédié à la gestion de la chasse (*Game management*) est précisément motivé par ce constat : nous manquons de connaissance et de contrôle du monde naturel et il s'agit de pallier ce manque par ce que Leopold décrit comme une coordination entre la science et la pratique :

> *Every countryside proclaims the fact that we have, today, less control in the field of conservation that in any other contact with surrounding nature. We patrol the air and the ether, but we do not keep filth out of our creeks and river. [...]. Control comes from the co-ordination of science and use. This book attempts to explore the possibilities of such co-ordination in a single, limited field – the conservation of game by management. Its detail applies to game alone, but the principles are of general import to all field of conservation.* [Leopold, 1933 : 31]

Pour Léopold, une voie possible pour pallier le manque de contrôle de la dynamique du monde naturel demeure la « gestion sage ». Il reconnaît donc que la ressource n'est certes pas une ressource comme les autres mais cela ne change pas fondamentalement la manière de traiter le problème. La gestion de la nature, pratiquée sagement, devrait venir à bout de la plupart des situations grâce à l'écologie scientifique.

Or l'idée de biodiversité instaure un « nouveau désordre » et fragilise l'idée même de contrôle et de maîtrise à deux niveaux :

Premièrement, en tant que concept, la diversité biologique est à la fois perçue comme non encore dénombrable et en situation d'érosion (perception synthétisée précédemment par notre lecture des articles de Wilson). Des méthodes, des chiffres, des articles, des chercheurs vont progressivement participer à la description de réalités nouvelles. Des cas en apparence simples de protection d'espèces emblématiques s'avèrent être des gouffres d'incertitudes écologiques. Le cas de la Chouette tachetée (*Strix occidentalis*) dont la protection a fait l'objet de nombreuses études controversées dès les années 1970 est paradigmatique. Les rebondissements multiples entre les décisions de gestion et les avancées scientifiques concernant la biologie et la dynamique des populations de cette espèce génèrent des tensions. L'approche scientifique de la conservation de la nature agace par l'ampleur et la diversité des solutions proposées pour protéger cette espèce. Des biologistes qui analysent les rebondissements de l'histoire de la protection de cette espèce soulignent le caractère excessif et inefficace de cette multiplication de solutions : « *Individuals active in the domains of economics, public policy, and politics were unnerved by the magnitude of the proposed conservation "solution"* » [Noon et Mckelvey, 1996].

La complexité et la difficulté à résoudre un problème écologique tel que le déclin d'une espèce affectée par les activités humaines projettent la question écologique hors du cadre classique de gestion des ressources. Le mode de problématisation et de résolution du déclin ne serait-ce que d'une seule espèce, ne peut se réduire à la résolution d'une équation mathématique. Car l'obstacle à la protection de la chouette tachetée est précisément qu'il ne s'agit pas d'une ressource au même titre qu'un minerai à exploiter ou qu'un troupeau de bétail à gérer. Le devenir de cette espèce engage celui d'autres espèces et, de proche en proche, de tout un écosystème, tissu d'interactions dynamiques, difficiles à décrire et à prédire.

A ce titre, David Ehrenfeld pointe les limites de ce qu'il nomme « rationalisation » pour décrire le recours aux liens logiques linéaires relatifs à la diversité biologique afin de justifier la conservation des ressources. Ce qui ne peut être interprété comme une ressource est, selon Ehrenfeld, « rationnalisé » comme tel, et embarqué dans des liens logiques finalement peu convaincants et exagérés :

> *a humanistic society has contrived to justify the piecemeal conservation of things in Nature that do not, at first, appear to be worth anything to us. As such, they are all rationalizations— often truthful rationalizations to be sure, but rationalizations nonetheless. And rationalizations being what they are, they are usually readily detected by nearly everyone and tend not to be very convincing, regardless of their truthfulness.* [Ehrenfeld, 1978]

Le recours à la démarche de rationalisation, de mise en équation et de recherche d'efficacité semble ne plus convenir. Pour mettre de l'ordre dans la crise de la biodiversité, il ne suffit pas d'adapter les techniques existantes. *C'est la rationalité proprement gestionnaire qui semble compromise.*

Le deuxième point est probablement le coup le plus dur porté à cet idéal de maîtrise. Le cadre n'est pas seulement réducteur, il est obsolète. Les développements de l'écologie scientifique ajoutent en effet un obstacle de taille à la mathématisation classique du problème lié à une population en déclin en remettant en cause l'idée d'équilibre et d'ordre naturel. Un tournant spécifique identifié par plusieurs historiens et philosophes des sciences marque le passage d'une approche de la nature que l'on peut provisoirement qualifier « d'équilibriste » à une approche « stochastique » qui coïncide avec l'idée de crise de la biodiversité.

Les années 1970 marquent en effet le recul des notions dominantes de stabilité, d'équilibre, et de système autorégulé au profit d'une écologie centrée sur le chaos, les transitions, et les processus stochastiques (non-déterministes). L'écologie de l'équilibre était une science de l'ordre, fortement influencée par la taxonomie. Dans l'approche stochastique, l'hypothèse fondamentale de la structure et du devenir des systèmes écologiques n'est plus l'ordre et le prédictible mais le désordre et l'indéterminé [Worster, 1990]. Ce tournant n'est pas propre à l'écologie et reflète une métamorphose plus profonde de la vision de la nature comme étant fondamentalement hors-équilibre que ce soit biologiquement, physiquement ou chimiquement[6].

En écologie, ce tournant a eu une profonde influence sur les entités considérées. Par exemple, ce que désigne un « écosystème » a changé en quelques décennies. L'écologie équilibriste considère l'écosystème comme une unité cohérente composée d'une communauté biologique en interaction avec l'environnement abiotique sur une trajectoire déterminée. L'écosystème est fondamentalement en ordre, et il est une unité physiologique et homéostatique, dont on peut déterminer la maturité ou la bonne ou la mauvaise « santé ». L'écologie stochastique, en revanche, considère l'écosystème comme une collection d'individus qui coexistent et interagissent entre eux et avec l'environnement mais qui ne forme pas pour autant une unité et encore moins une entité stable et ordonnée. Cette transition reflète selon certains auteurs un

[6] Cette métamorphose plus générale est thématisée par Isabelle Stengers et Ilya Prigogine dans Prigogine, I., & Stengers, I. (1984). *Order out of chaos. Man's new dialogue with nature.* Bantam Books.

changement de paradigme en écologie scientifique remplaçant l'ordre par le désordre, l'équilibre par le déséquilibre, et le stable par le transitoire [Wu et Loucks, 1995].

Frank Golley a également montré comment le concept d'écosystème s'est imposé comme un vecteur d'ordre naturel et social [Golley, 1991]. Il doit son succès au fait qu'il a permis de désigner un objet susceptible d'être étudié pour lui-même par des méthodes scientifiques conventionnelles. Dans les années 1960, le couplage de la thermodynamique à l'écologie des écosystèmes et le recours à la modélisation ont accompli le tour de force d'offrir un cadre théorique et quantitatif à un objet jusque-là complexe et difficile à définir. L'« analyse des écosystèmes » à l'agenda scientifique de l'International Biological Program (IBP) animé par Eugène Odum proposait un découpage de la biosphère en grands types de « biomes » (désert, toundra, prairie, forêt tropicale). L'écosystème était ensuite progressivement traité comme une cellule individuelle avec des capacités propres, des fonctions et des performances pouvant se prêter aux expériences et aux tests d'hypothèses. Cette recherche coûteuse s'est progressivement institutionnalisée comme composante de la National Science Foundation dans les années 1970 soutenue financièrement par le gouvernement américain. Le concept d'écosystème et la recherche associée reflétaient et participaient encore à la conception d'une nature sous contrôle, équilibrée et harmonieuse :

> *Ecosystem ecologists have also been involved with the study of natural order. They have discovered communities of interacting organisms which are linked to the inorganic environment, have a predictable structure and history, and exhibit a dynamic equilibrium unless perturbed by extreme environmental disturbances. In their concept of a balanced, harmonious natural system ecosystem ecologists have contributed to the scientific foundation for a wide-spread Western intellectual tradition and popular culture. For this reason ecosystem ecology has been widely appreciated by the public, who frequently declare it to be common sense.* [Golley, 1991 : 137]

Ce cadre est bel et bien bousculé dans les années 1970. Le concept d'écosystème ne résiste pas non plus à cette nouvelle entrée dans la précarité générale qui affecte notre capacité de maîtrise et de connaissance du vivant.

Or ce tournant n'affecte pas seulement la description et la compréhension de la nature. Il accompagne un nouveau régime de pouvoir et de rapport aux techniques. Yannick Mahrane parle en ce sens du passage du régime de savoir-pouvoir de la « régulation » à un régime de savoir-pouvoir « libéral » [Mahrane, 2015]. Ce tournant affecte directement les mesures politiques à l'égard de la nature qui passent d'une vision protectionniste attachée à l'idée d'équilibre à une vision plus dynamique, en phase avec l'écologie des perturbations, que l'on peut qualifier selon Patrick Blandin de « pilotage de la biodiversité » [Blandin, 2009].

Avec ce tournant de l'écologie, la nature se présente comme un domaine « hors de contrôle » :

> Les années 1970 voient l'essor d'un nouveau régime de savoir dans lequel la biosphère est redéfinie comme un réseau de systèmes écologiques complexes adaptatifs, enchevêtrés, au comportement stochastique soumis à des surprises et des chocs constants. Dans cette approche, l'hétérogénéité spatiale, la variabilité temporelle, les perturbations ou les catastrophes (destruction d'un littoral par une tempête, récurrence d'un feu dans un parc ou une forêt), qu'elles soient naturelles ou d'origine anthropique, apparaissent comme constitutives des dynamiques et processus de renouvellement des écosystèmes. Les états d'équilibre ne correspondent qu'à des états transitoires du système observé. [Mahrane, 2015 : 288]

Le régime de savoir-pouvoir qui se met en place autour de la biodiversité n'est donc pas dans un état de calme épistémologique. La conception de la nature comme environnement prédictible composé d'éléments ordonnés qu'il suffirait de gérer sagement se trouve profondément bousculée. Le désordre affecte non seulement les espèces individuelles comme la chouette tachetée mais aussi les unités écologiques supérieures. Dès lors, que signifie la protection de la nature si celle-ci est fondamentalement marquée par le désordre ? L'écologie scientifique et la politique de la nature peuvent-elles se passer des notions d'ordre et d'équilibre ? La dégradation de la biosphère et l'écologie des perturbations débouchent-elles sur des ruptures dans notre manière d'envisager la politique de la protection de la nature ? Quelles sont les manifestations des nouvelles stratégies de recherche et de maintien d'un ordre naturel et social ?

Selon Mahrane, l'écologie post-équilibre s'accompagne d'une reconfiguration des ontologies et des métaphores usuelles pour envisager le contrôle de la nature à nouveaux frais : la « nature machine » et la « nature équilibre » sont notamment remplacées par « la nature réseau » [Mahrane, 2015 : 290]. Mais comment se manifeste une telle transition dans la construction du régime de savoir-pouvoir qui concerne la biodiversité?

Intuitivement deux thèses principales semblent pouvoir émerger d'une telle problématique : la première consisterait à prendre au sérieux l'idée de changement de paradigme correspondant à cette nouvelle écologie. Si un ordre établi est rompu par une nouvelle réalité écologique et anthropologique, des nouvelles formes du couple savoir-pouvoir devraient se manifester lorsqu'il est question de la crise de la biodiversité. La « stratégie » dont il est question dans la « stratégie nationale de la biodiversité » citée en introduction devrait se distinguer d'une résolution technocratique et taxonomique inspirée par la conservation des ressources. Celle-ci ne devrait plus concerner des entités discrètes issues d'une taxonomie classique ni se penser comme la recherche d'un nouvel équilibre naturel ou d'une gestion plus efficace. Nous devrions

être capables d'identifier *une autre politique de la nature* en mesure de reconnaître les singularités de la crise de la biodiversité.

La deuxième possibilité consisterait à voir dans cette transition *la poursuite du même idéal de contrôle* sous couvert d'un renouvellement de langage et de l'émergence de techniques de pouvoir dédiées. « Piloter une nature en réseau » serait la manière renouvelée de la même recherche d'efficacité de contrôle de la nature. L'idéal conversationniste de 1908 ne serait au fond pas fondamentalement modifié, ni la revendication de traiter la question écologique dans le cadre technique et politique dominant.

Une troisième possibilité, évidemment plus subtile, refuserait d'exclure a priori que ces deux mouvements ne puissent coexister. L'un cherchant à maintenir une épistémè existante, l'autre à renverser cette domination.

Au terme de ce rapide parcours nous chercherons à discuter la question : *comment se manifestent les nouveaux modes de contrôle mais aussi les tentatives de subversion de la rationalité de gestion de la diversité biologique ?* Pour ce faire, confronter l'agenda de recherche que nous avons retenu dans la section précédente à des cas empiriques nous semble prometteur. Le problème qui se pose n'est pas « seulement » celui d'une diversité biologique qu'il « suffirait » de protéger en étendant la planification rationnelle de la conservation des ressources à d'autres entités. Le chantier ouvert par l'idée de « crise de la biodiversité » semble participer à la redéfinition de la biopolitique des non-humains.

Cette hypothèse biopolitique conduit à ne pas considérer une simple reconfiguration des rôles respectifs de la science et de la politique devant les nouveaux problèmes qui se posent. La référence à Foucault permet de concevoir la manière dont la crise de la biodiversité s'intègre dans un dispositif à part entière au sein duquel une diversité d'acteurs intervient faisant apparaître des points de convergences et de résistances. La recherche d'ordre selon Foucault se manifeste notamment par la création de frontières et l'organisation de l'espace. Dans *Surveiller et punir*, Foucault présente par exemple le pouvoir comme un opérateur qui distribue ce qui doit être de part et d'autre de frontières, une manière de désigner physiquement ce qui est « à sa place » sans l'intervention d'une autorité extérieure. Il rappelle à cette occasion les grands traits de l'épistémè en vigueur au regard du vivant, traits que la crise de la biodiversité nous semblent précisément fragiliser :

> La constitution de « tableaux » a été un des grands problèmes de la technologie scientifique, politique et économique du XVIIIe siècle : aménager des jardins de plantes et d'animaux, et bâtir en même temps des classifications rationnelles des êtres vivants ; observer, contrôler, régulariser la circulation des marchandises et de la monnaie et construire par là même un tableau économique qui puisse valoir comme principe d'enrichissement; inspecter les hommes, constater leur présence et leur absence, et constituer un registre général et permanent des forces armées ; répartir les malades, les séparer les uns des autres, diviser avec soin l'espace hospitalier et faire un classement systématique des maladies : autant d'opérations jumelles où les deux constituants — distribution et analyse, contrôle et intelligibilité — sont solidaires l'un de l'autre. Le tableau, au XVIIIe siècle, c'est à la fois une technique de pouvoir et une procédure de savoir. Il s'agit d'organiser le multiple, de se donner un instrument pour le parcourir et le maîtriser; il s'agit de lui imposer un « ordre ». [Foucault, 1975 : 150]

Si la nature ne se conçoit plus comme une juxtaposition d'espèces que l'on peut peindre ou dont on peut prédire la dynamique, quels sont les nouveaux instruments permettant d'organiser le multiple, de le maîtriser et de le maintenir « en ordre » ? Et ces instruments sont-ils des innovations réelles dans la manière de séparer la chose et ses représentations ou le prolongement des opérations d'analyse, de contrôle et d'intelligibilité d'une rationalité en place ?

La partie biologique de la biodiversité est en réalité difficilement séparable d'une technique de représentation du vivant. Représenter la biodiversité c'est toujours choisir une technique de représentation jugée adéquate. Les avancées scientifiques et technologiques brouillent de plus en plus la distinction entre le naturel et l'artificiel et entre des entités auparavant séparées par la classification traditionnelle. On peut par exemple concevoir que l'approche moléculaire ou numérique du vivant bouleverse l'idée même d'une « protection de la nature » qui pourrait se contenter de se focaliser sur des espèces ou des populations localisées dans l'espace et dans le temps. Mais que peut produire le glissement des entités taxonomiques (espèces, genre, famille) ou écologiques (individus, populations, communautés, écosystèmes) vers des entités moléculaires comme celles de gènes ? Ou encore, à quoi correspondent les cartes de distribution de la diversité biologique produites par l'agrégation de bases de données disparates, hétérogènes, essentiellement mises en commun par des ordinateurs et non par des programmes de collectes empiriques ?

Cette irruption de la technique comme médiateur entre le mot et la chose nous semble donner un autre sens à la biopolitique. La biopolitique telle que pensée par Foucault s'appuie en effet sur l'idée d'un corps naturel homogène, intègre. Or le génie génétique, ou le recours à une quantification massive des composantes de la biosphère permettent un démantèlement et une recomposition des corps en composés moléculaires ou textuels. Les premières décisions

politiques en matière de biodiversité sont autant nourries par l'idée d'extinction d'espèces que par celle d'érosion génétique. La biopolitique ne s'appuie plus dans ce cas sur une vision anatomique et organisée des corps (qu'ils soient humains ou non-humains) mais se réfère à des sous-entités (gènes, données) dont le statut reste à établir. Une extension des limites du corps, de l'individu, de la population à ces nouveaux objets suscite d'autres foyers de savoir-pouvoir qu'il reste à déterminer. Il ne s'agit plus dans ce cas de concevoir la biopolitique comme forme de contrôle d'un environnement naturel soumis à des pressions externes, mais comme un ensemble de transformations de l'environnement lui-même orchestré par les avancées scientifiques et techniques.

On peut ainsi interroger les progrès techniques de la biologie et le recours aux classifications, stockages, manipulations de gènes, individus et écosystèmes comme une nouvelle forme de gouvernance de l'évolution elle-même [Anderson, 1987]. Il nous semble que l'analyse biopolitique gagnera donc par la suite à ne pas se restreindre à révéler les instruments d'organisation d'un régime de savoir-pouvoir sur la biodiversité. L'ajout d'une analyse des orientations de la recherche scientifique en écologie et du déploiement des techniques spécifiques qui résultent de ce régime devrait permettre de mieux comprendre la manière dont la recherche est orientée par - et oriente en retour - ce même régime.

Pour compléter le contexte général de notre recherche, il faut donc encore préciser le rôle des techniques dans le dispositif de bio-pouvoir. En particulier, on peut se demander : à quel point et de quelle manière ce dispositif caractérise-t-il ce que certains auteurs ont qualifié de « régime technoscientifique » pour décrire la dynamique de la recherche contemporaine ?

La notion bien que largement équivoque de *technoscience* nous paraît en effet utile pour rendre compte de cette triple intrication entre technique, science et politique pour penser la question écologique. Le terme lui-même de technoscience semble indiquer sinon une (con)fusion, du moins un rapprochement très net entre la science et la technique. Forgé dans les années 1970 par Gilbert Hottois pour marquer une rupture avec l'assimilation de la science à une activité essentiellement théorique, coupée de la technique, de l'action, et de la production, ce concept prend acte de l'interaction très forte entre technique et théorie, qui s'entraînent l'une l'autre. La technoscience favorise les rencontres entre différentes technologies nouvelles comme par exemple l'informatique et la biologie.

Si la partie théorique de la connaissance n'est plus qu'une étape d'un processus orienté en vue de l'amélioration de notre pouvoir de maîtrise du monde, la science court le risque de se

subordonner à la technique, et la technique à des choix politiques ou sociétaux éthiquement sensibles. Bernadette Bensaude-Vincent note en ce sens que le terme de « technoscience » pourtant récent, a dans un premier temps rapidement perdu en intelligibilité tant il a fait l'objet de la cristallisation de toutes sortes de problèmes associés à la science et aux technologies [Bensaude-Vincent, 2009 : 9-10].

En revenant sur les motivations de l'emploi de ce terme, Hottois insiste sur sa volonté première d'ouvrir une nouvelle dimension de la philosophie des sciences jusqu'alors quasiment exclusivement préoccupée par l'étude du contenu langagier ou cognitif propre à la démarche scientifique ou encore à l'histoire des sciences : « Par le mot « technoscience », je voulais désigner ce que je pensais être le foyer des problèmes dont les philosophies dominantes de l'époque me semblaient ne rien vouloir savoir. Ces philosophies se plaçaient quasi exclusivement sous le signe du langage » [Hottois, 2006 : 23].

Hottois note néanmoins également une forme d'enchevêtrement de thèses, de courants et de points de vues dont ce terme a rapidement fait l'objet au point de ne plus fonctionner comme un concept mais plutôt comme « un symbole, un signe de reconnaissance, sinon un « cri de ralliement » » [Hottois, 2006 : 28].

Cette difficulté nous enseigne déjà quelque chose. La relation entre science, technique et politique se donne comme une composition dont chaque terme est difficile à démêler. Selon Bensaude Vincent, « la technoscience est bien autre chose qu'un simple couplage de science et de technique ou qu'une subordination de la connaissance à des intérêts pratiques ou économiques. C'est un processus historique qui transforme la nature et la société dans son ensemble en une vaste scène expérimentale ». [Bensaude-Vincent, 2009 : 15].

L'aspect polémique et éthiquement connoté du terme de technoscience confirme selon nous (plutôt qu'invalide) l'intérêt de s'attarder sur la genèse des recherches technoscientifiques en écologie.

Une clarification récente de ce terme et de son usage nous semble à ce titre utile comme manière de dépasser la dissolution de ce concept. Bensaude-Vincent a proposé de repréciser ce que ce concept signifiait en définissant ses objets. Envisagé comme outil philosophique pour mieux comprendre les tendances contemporaines de la recherche scientifique, le concept de technoscience garde ses vertus analytiques tant pour les approches épistémologiques, ontologiques que politiques ou éthiques de la recherche [Bensaude-Vincent et Loeve, 2018].

Si l'on accepte cette invitation à prendre au sérieux ce que le terme de technoscience tente de désigner, trois caractéristiques majeures non exhaustives et non exclusives peuvent être notamment conçues comme point de départ. La première est *une manière de connaître* qui se conçoit en mode ingénieur. La technique n'est pas au service de la recherche technoscientifique comme un simple instrument d'aide à la connaissance pour la recherche scientifique. Il s'agit de connaître non pas seulement *grâce à* mais *par* l'invention d'une technique. La deuxième est *un mode d'existence spécifique* des objets de la recherche technoscientifique. Les objets de la recherche technoscientifique ne sont pas des faits, mais des choses qui se définissent avant tout non par ce qu'elles *sont* mais par ce qu'elles *font* ou offrent comme possibilités. Un idéal de contrôle est notamment implicitement reconnu comme finalité : « *The technoscientific ideal orients the many special technosciences towards the acquisition of a kind of knowledge that consists in demonstrable capabilities to control phenomena* » [Bensaude-Vincent *et al.*, 2011 : 370]. La troisième est une *intrication entre les faits et les valeurs* dans la recherche technoscientifique. La promesse d'utilité sociale généralement associée à la recherche technoscientifique la place à l'écart de toute prétention possible à une forme de neutralité.

Pour notre propos, nous privilégions le sens de ce terme qui désigne un régime de production de connaissances dans lequel l'idée de la recherche scientifique pure et autonome est remplacée par une science en prise avec des enjeux politiques façonnée par des promesses économiques, sociales et technologiques. Parler du régime technoscientifique dans le cas de la recherche sur la crise de la biodiversité permet d'insister à la fois sur le caractère composite du dispositif et sur son aspect stratégique.

Après avoir caractérisé le contexte spécifique dans lequel la crise de la biodiversité nous semble être problématisée, précisons les termes de l'enquête philosophique que nous souhaitons mener et son support empirique.

4. Problématique et terrain philosophique

Si l'on suppose que l'irruption de la crise de la biodiversité coïncide avec une transition épistémologique remplaçant l'idée d'équilibre de la nature par le désordre et l'aléatoire et qui bouscule l'approche traditionnelle du « contrôle des ressources », de nouvelles formes de mise en ordre et de contrôle devraient se mettre en place. En d'autres termes, le désordre devrait s'ordonner sous de nouveaux auspices.

En terme biopolitique, un tel dispositif correspondrait à la « prise en charge » technoscientifique du problème écologique.

Comment se manifeste la volonté de « prise en charge » ? S'agit-il d'un nouvel ordonnancement des êtres vivants ? Comment « démêler » le « tout » dont l'écologie se mêle ? Notre objectif est de révéler les manifestations d'une telle mise en ordre de la diversité biologique par le régime de savoir-pouvoir qui investit le problème de l'érosion de la biodiversité. Nous faisons l'hypothèse que ces manifestations devraient s'incarner dans la pratique de la recherche en modifiant ses objets et ses orientations. A cet égard, les caractéristiques des objets et de la dynamique de la recherche technoscientifique méritent d'être analysées en tant que telles

Insistons sur le fait que loin de prendre pour acquis le caractère fondamentalement « nouveau » d'une telle recherche d'ordre, nous nous demanderons si la crise de la biodiversité n'est pas au contraire traitée, au moins en partie, dans le même cadre épistémologique de la conservation des ressources, c'est-à-dire comme une optimisation de la gestion d'entités discrètes en équilibre. De plus, nous supposons que d'éventuelles formes de résistance échappent à la possibilité de contrôle et participent à la dynamique d'un tel dispositif.

Trois types de prise en charge dessinent la structure de cette thèse. Ils mettent en œuvre trois outils classiques (la base de données, le graphique et l'équation) qui recouvrent trois manières contemporaines d'ordonner la diversité biologique.

Une prise en charge suppose premièrement de prendre en « compte ». Comment *compter* l'érosion de la biodiversité ? Pour que la crise de la biodiversité soit ordonnée, elle doit être mesurable. Notre première partie aborde donc la *quantification* de la biodiversité. Comment ce qui se donne comme hétérogène, diversifié, et sans équilibre peut-il être capturé sous la forme d'une quantité ?

On a vu que la taxonomie marque, selon Foucault, l'avènement de l'histoire proprement naturelle par opposition à l'histoire des ressemblances qui dominait l'épistémè de la Renaissance. Les objets naturels classés sont par là même ordonnés dans une structuration spatiale incluant des formes, des quantités, un positionnement géographique et des grandeurs :

> Ces quatre variables, qu'on peut appliquer de la même manière aux cinq parties de la plante racines, tiges, feuilles, fleurs, fruits spécifient assez l'étendue qui s'offre à la représentation pour qu'on puisse l'articuler en une description acceptable pour tous: devant le même individu, chacun pourra faire la même description ; et inversement, à partir d'une telle description, chacun pourra reconnaître les individus qui y correspondent en cette

> articulation fondamentale du visible, le premier affrontement du langage et des choses pourra s'établir d'une manière qui exclut toute incertitude. [Foucault, 1966 : 146]

L'histoire naturelle s'est donc donnée pour tâche de classer, d'ordonner et de lever les incertitudes sur les choses. Mais lorsqu'il s'agit de biodiversité, de quelle taxonomie dispose-t-on ? Nous examinerons comment la biodiversité est classée puis quantifiée et le rôle politique de cette opération. Dans cette partie, le terreau de notre analyse est celui de l'invention des *bases de données* pour la biodiversité. Ce n'est pas la quantification en soi qui nous intéresse, mais la problématisation qu'elle implique. Aussi, nous interrogerons la « mise en données » entendue comme « mise en forme » active. Nous caractériserons en particulier les rationalités scientifique et politique qui président à l'organisation du système mondial d'information sur la biodiversité (*Global Biodiversity Information Facility*, GBIF).

L'épistémè classique, note encore Foucault a été bouleversée par la notion de *fonction* qui a joué un rôle déterminant dans l'invention de la biologie. Le travail de Cuvier sur l'organe, en particulier, inaugure une réorganisation du monde vivant fondée non plus sur la classification hiérarchique de Linné et l'identification des objets de l'histoire naturelle, mais sur des critères fonctionnels : « En considérant l'organe dans son rapport à la fonction, on voit donc apparaître des « ressemblances » là où il n'y a nul élément « identique » ; ressemblance qui se constitue par le passage à l'évidente invisibilité de la fonction » [Foucault, 1966 : 277]. La fonction qui, à l'âge classique, était une des caractéristiques des identités, devient un moyen de se représenter le vivant :

> A partir de Cuvier, la fonction, définie sous la forme non perceptible de l'effet à atteindre, va servir de moyen terme constant et permettre de rapporter l'un à l'autre des ensemble d'éléments dépourvus de la moindre identité visible. Ce qui pour le regard classique n'était que pures et simples différences juxtaposées à des identités, doit maintenant s'ordonner et se penser à partir d'une homogénéité fonctionnelle qui le porte en secret. [Foucault, 1966 : 277]

Selon Foucault, c'est précisément cette référence à la fonction qui autorise l'émergence de la *biologie*. L'identité proprement fonctionnelle dépasse le seul procédé d'identification des formes de vie qui sert de base à la taxonomie :

> L'analyse des organismes, et la possibilité d'établir entre eux des ressemblances et des distinctions suppose donc qu'on ait fixé la table, non pas des éléments qui peuvent varier d'espèce à espèce, mais des fonctions qui, dans les vivants en général, se commandent, se coiffent et s'ordonnent les uns dans les autres : non plus le polygone des modifications possibles, mais la pyramide hiérarchique des importances. [Foucault, 1966 : 278]

Foucault qualifie cette représentation fonctionnelle du vivant d'« immense renversement » dans la mesure où à l'inverse d'un découpage classique qui reposait sur des variables de description

facilement perceptibles - par le langage et par le regard – « c'est la vie dans ce qu'elle a de non-perceptible, de purement fonctionnel qui fonde la possibilité extérieure d'un classement » [Foucault, 1966 : 280].

Le projet de classification de la nature conçue comme espace ordonnable au moyen de la description de ses formes nécessite une nouvelle ontologie et des nouvelles pratiques. Nouvelle ontologie car les êtres vivants ne se pensent plus comme des représentants d'une réalité *continue* : « les vivants, parce qu'ils vivent, ne peuvent plus former un tissu de différences progressives et gradués [...]. L'être s'épanchait dans un immense tableau ; la vie isole des formes qui se nouent sur elles-mêmes » [Foucault, 1966 : 285]. Nouvelles pratiques car la biologie consiste à disséquer au sens propre cette réalité observable des caractères pour accéder à des fonctions abstraites d'êtres biologiques qui se régionalisent et s'autonomisent.

Cette approche fonctionnelle du vivant est-elle pertinente pour penser la biodiversité et l'écologie ? Retrouve-t-on un tel bouleversement épistémique dans la crise de la biodiversité ? Voilà le problème qui animera la deuxième phase de l'enquête. La diversité biologique, par définition, semble relever d'un problème de dénombrement et de classification. Mais il s'agit de la diversité « du vivant » et la biodiversité englobe des entités supérieures à l'espèce comme les communautés ou les écosystèmes. Comment penser la fonction dans la crise de la biodiversité ?

Cette phase sera guidée par l'hypothèse qui structure l'ensemble de ce travail. Nous chercherons à décrire comment la crise de la biodiversité se donne à penser comme contrôlable par un régime de savoir-pouvoir technoscientifique. Quelle que soit la forme que prend ce régime, il nous paraît pertinent de montrer comment la biodiversité représente autre chose qu'une quantité *vide d'intérêt*.

Dans l'analyse du couple savoir-pouvoir Foucault insiste sur l'importance de considérer que le pouvoir politique ne s'exerce pas sur les choses mais sur les *intérêts* qu'on leur porte. Le gouvernement en tant que tel a perdu sa prise directe sur les choses et les gens car il n'est plus légitime à le faire (contrairement à la rationalité à l'œuvre dans un état souverain, monarque, propriétaire d'un royaume) :

> désormais, le gouvernement n'a plus à intervenir, n'a plus de prise directe sur les choses et sur les gens, il ne peut avoir de prise, il n'est légitimité, fondé en droit et en raison à intervenir que dans la mesure où l'intérêt, les intérêts, les jeux des intérêts rendent tel individu ou telle chose, ou tel bien, ou telle richesse ou tel processus, d'un certain intérêt pour les individus ou pour l'ensemble des individus ou pour les intérêts affrontés de tel

> individu à l'intérêt de tous, etc. Le gouvernement ne s'intéresse qu'aux intérêts. [Foucault, 2004a : 47]

Nous proposons, dans cette deuxième phase de suivre cette piste en admettant que la biodiversité n'étant pas appropriable doit être conçue sous la forme d'intérêts. Nous proposons de caractériser la genèse de ces intérêts dont la description demeure incomplète lorsque l'on s'arrête à la question de la quantification de la biodiversité globale.

C'est plus exactement la mise en relation de la biodiversité avec le fonctionnement des écosystèmes que nous proposons d'étudier. Cette démarche correspond à ce que nous nommons la *fonctionnalisation* de la biodiversité par analogie avec l'opération qui consiste à « rendre fonctionnel » un substrat par l'ajout d'une activité chimique. La biodiversité est « fonctionnalisée » lorsqu'elle se voit investie d'un rôle susceptible d'intéresser le régime de savoir-pouvoir. Là encore, cette qualification nous intéresse moins que la nouvelle forme de problématisation qu'elle autorise. Il s'agira notamment de mieux comprendre les conséquences ontologiques et pratiques de la fonctionnalisation de la biodiversité pour juger si l'on assiste à la réplique épistémique de ce que Foucault décrit comme l'autonomisation de la vie ou s'il s'agit d'un autre mode d'existence.

Dans cette deuxième partie, le rôle du *graphique* établi dans la théorie BEF (*Biodiversity and Ecosystem Functioning*) occupera une place centrale. Ce graphique, en liant biodiversité et fonctionnement, permet de mettre en lumière la notion de fonction et ses implications, ainsi que la genèse d'un intérêt politique lié à la biodiversité.

Les deux phases de cette enquête s'appuient sur les hypothèses de Foucault pour examiner respectivement comment la biodiversité se pense conformément à la taxonomie classique – en tant que juxtaposition des êtres naturels identifiés comme tels – ou comme un nouveau mode d'être du vivant – en tant que fondamentalement discontinue et fonctionnelle.

Dans l'épistémè classique identification et fonctions étaient inséparables. Les espèces individuelles occupent une place bien spécifique qui coïncide avec leurs fins. Ce recoupement est ce que Linné désigne comme une « économie de la nature » : « Par économie de la nature, on entend la très sage disposition des êtres naturels, instituée par le Souverain créateur, selon laquelle ceux-ci tendent à des fins communes et ont des fonctions réciproques » [Limoges, 1972 : 57].

Selon Camille Limoges, la place attribuée aux espèces dans la classification et leurs rôles fonctionnels respectifs constituent pour Linné les deux manifestations d'un équilibre naturel : « L'économie de la nature c'est, essentiellement, une conception de l'interaction finalisée des corps naturels, en vertu de laquelle un équilibre intangible se maintient au cours des âges » [Limoges, 1972 : 9]. L'économie de la nature est dès lors concevable comme autoreproduction exacte à l'infini d'un ordre naturel. Cet ordre se manifeste dans la « proportion » qui s'observe entre les espèces : « Il a plu aux mains créatrices d'*ajouter* cette proportion que nous trouvons entre les herbivores et les carnivores, les oiseaux, les poissons, les insectes, et même entre les règnes animal et végétal » [Limoges, 1972 : 48-49].

Pour Linné, l'Homme se situe à l'intérieur d'un système naturel dont l'équilibre est maintenu par la stabilité de ses différentes forces. L'économie de la nature de Linnée prolonge la théologie naturelle du début du XVIII^{e} siècle qui postule une correspondance entre l'économie des hommes et l'économie de la nature. Dans *Une histoire de l'écologie* de Jean-Paul Deléage, nous retrouvons cette idée du passage « de l'économie de la nature » *à* « l'écologie ». Darwin va bouleverser cette économie de la nature. Selon Camille Limoges : « Le terrain d'apparition du grand évènement théorique que fut le darwinisme, c'est celui de la subversion d'une conception linnéenne de l'économie naturelle par une autre, l'écologie » [Limoges, 1972 : 7].

Quelle est l'« économie de la nature » en vigueur dans la prise en charge technoscientifique de la crise de la biodiversité ? Observe-t-on les traces de l'économie naturelle de type linnéenne qui présuppose l'existence d'un ordre naturel reproductible ? Quel type d'équilibre de la nature rend compatibles la prise en charge technoscientifique de la crise de la biodiversité et l'écologie contemporaine ?

Pour traiter cette question, la troisième phase de notre analyse se concentre sur l'opération qui permet d'établir une équivalence entre un écosystème détruit et un écosystème restauré. Cette opération consiste à rendre la spatialité et la temporalité de deux écosystèmes commensurables dans les opérations d'aménagement du territoire. Elle correspond à la notion de « compensation écologique » dont le principe est entré en vigueur dans la législation environnementale et qui est devenue en peu de temps l'un des outils phares des politiques de gestion de la biodiversité au niveau international, national et local. C'est plus précisément *l'équation d'équivalence* dont la mise en place est proposée par la Stratégie Nationale pour la Biodiversité qui nous fournira un point de départ empirique.

Chapitre 2

LA « PRISE EN COMPTE » DE LA BIODIVERSITÉ[7]

Ce chapitre propose d'aborder la problématisation de la biodiversité pensée comme quantité. C'est le double sens de prise « en compte » qu'il nous semble intéressant de décrypter. Il s'agit premièrement d'une prise « en compte » au sens comptable : la biodiversité doit être transformée en une grandeur mesurable. Il s'agit deuxièmement de prendre « en compte » au sens de « tenir pour important », de rendre la biodiversité visible et intelligible politiquement. Dans ce deuxième sens, nous chercherons à comprendre comment la biodiversité peut devenir un enjeu « qui compte » pour le dispositif de savoir-pouvoir qui se déploie pour traiter la question écologique. Nous nous concentrons plus spécifiquement sur le procédé actif de transformation d'informations écologiques en « données ». Notre postulat de départ est que « les données ne sont pas données » : traduire la biodiversité en données quantitatives requiert des opérations nombreuses et complexes comprenant, entre autres, la collecte, la synthèse, le tri, la standardisation. Nous décrirons chacune de ces opérations de traduction afin de montrer que loin de résulter d'une simple opération d'archivage, « la base de données » mobilise tout un réseau d'interactions entre des acteurs hétérogènes qui constitue un concentré de relations de pouvoir. En scrutant le contenu de ces bases et les opérations qui permettent de les construire et de les renseigner, nous chercherons à mieux comprendre ces relations. Nous examinons plus précisément le contexte de l'émergence de la biodiversité pensée comme un ensemble global et quantifiable dans les années 1980 en retraçant l'origine et le développement d'un projet spécifique, le *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF). Ce chapitre conclut que les grands projets de quantification de la biodiversité peuvent se comprendre comme une construction techno-politique dédiée à la surveillance de la diversité biologique mondiale. La « mise en données » constitue un puissant moteur d'intégration de la science écologique dans l'agenda politique qui se traduit par la création d'institutions mais aussi par l'existence de résistances qu'elles suscitent.

[7] Ce chapitre a fait l'objet de deux publications : Devictor Vincent et Bensaude-Vincent Bernadette, 2016, « From ecological records to big data: the invention of global biodiversity », *History and Philosophy of the Life Sciences*, vol. 38, n° 4 : 1-23 et Devictor Vincent, 2018, « La quantification de l'Anthropocène : une stratégie sans stratège », in Catherine Larrère et Rémi Beau (dir.), Penser l'Anthropocène, Presses de Sciences Po.

1. La biodiversité : une nature sans quantité

Combien y a-t-il d'espèces sur Terre ? Ainsi posée, la question révèle toute l'ambiguïté de l'agenda quantitatif qui sous-tend l'idée de crise de la biodiversité. Non seulement nous ignorons le nombre total d'espèces sur terre mais l'amplitude de son érosion est également inconnue. Une première réponse, purement taxonomique, serait de poursuivre le projet linnéen classique pour multiplier les formes à inventorier. Elle serait purement contemplative, dans la mesure où dans la perspective linnéenne, inventorier consiste à découvrir et transcrire une réalité existante et ordonnée. Certes, l'entreprise actuelle visant à quantifier le nombre total d'espèces sur terre se démarque de la théologie divine et statique de Linné puisqu'il est admis que des espèces apparaissent et disparaissent. Mais l'objectif de connaître le nombre *total* d'espèces suppose qu'il demeure possible de les inventorier comme on énumère des choses. Dans ce cas, il n'y a pas d'obstacle pratique fondamental à quantifier la biodiversité mondiale : l'idéal de « systématique universelle » poursuivi par Linné est en somme accompli dans ce qui se présente comme un inventaire « universel et systématique ». La même taxonomie, utilisable par tous, peut être utilisée pour un inventaire mondial des espèces disparues et présentes, quitte à les qualifier plus précisément (vulnérable, menacée, en danger).

Lorsque, en 1982, Edward Wilson propose de faire une synthèse de l'état des connaissances de la diversité « totale » du vivant, la tâche semble certes ardue mais les difficultés d'établir un tel inventaire sont considérées comme un simple problème de temps et de moyens. L'un des auteurs ayant contribué à cet exercice, Terry Erwin, suggère que :

> *Determining the number of species is like reaching for the stars ; there is no way with the data available today that we are even going to get reasonably close. Perhaps what is more important now is not so much the numbers, but how we go about data gathering and making analyses necessary to estimate the order of magnitude with a significant level of confidence.* [Erwin, 1991 : 330]

Wilson fait une estimation de 5 millions d'espèces en se basant sur la somme des espèces connues à son époque, chiffre établi à 1,4 million d'espèces. Les difficultés de l'extrapolation notées par Erwin viennent de notre méconnaissance de certains groupes, notamment le groupe des insectes qui représente à lui seul un potentiel colossal d'espèces non encore décrites. Les estimations de diversité totale ne cessent pourtant d'être revisitées avec d'autres types d'extrapolations ; par exemple, en additionnant de proche en proche le nombre d'espèces que chaque habitat du globe est censé abriter sur la base des relations connues entre la surface d'un

habitat et le nombre d'espèces de ces habitats[8] ; ou en postulant que le nombre d'espèces nouvelles décrites chaque année va diminuer et qu'il suffit de suivre ce nombre jusqu'à un plateau futur. Cette dernière approche suggère un total de 8,7 millions d'espèces environ [Mora *et al.*, 2013]. Toutes ces estimations sont controversées et on ne dispose toujours pas d'une méthode fiable d'estimation à l'abri des biais. Même en suivant cette approche taxonomique, la biodiversité totale est orpheline de grandeur stable. Et cette estimation risque bien de demeurer très incertaine dans la mesure où, s'il est difficile d'estimer le nombre total d'espèces, il est en fait absurde de proposer une estimation globale du taux d'extinction ou d'apparition de ces espèces : une espèce est éteinte lorsque le dernier individu qui la représente disparaît, événement très difficile à identifier et une espèce « apparaît » à la suite du processus continu et complexe de spéciation [Sepkoski, 1998].

L'approche taxonomique est d'autant plus ambigüe qu'elle présuppose implicitement un ordre naturel qu'il s'agirait de dénombrer. Pour le mathématicien Ian Stewart, il suffit de réaliser que les nombres *sont* dans la nature, l'ordre est simplement à constater :

> les vagues et les dunes sont des indices menant aux lois qui gouvernent l'écoulement des eaux, du sable, de l'air. Observer les rayures du tigre et les taches de l'hyène, c'est aussi constater la régularité mathématique inhérente aux formes biologiques et à leur processus de croissance. [Stewart, 1995 : 12]

Si l'ordre n'est plus supposé d'origine divine, il est simplement naturalisé par cette approche : le projet d'inventaire universel des espèces permet de rester fidèle aux identités et aux différences que l'histoire naturelle a permis de décrire.

Dans cette perspective taxonomique, quantifier la biodiversité et son érosion revient à forger des outils mathématiques pour inventorier une réalité biologique existante. Découvrir et protéger la biodiversité revient à dénombrer les vivants et à surveiller leur nombre.

Or ces deux difficultés (l'absence d'un nombre total d'espèces et l'ordre naturel que le projet taxonomique présuppose) n'épuisent pas le problème. Le dénombrement dont il s'agit n'est pas une somme d'espèces et l'ordre dont il est question n'est précisément pas seulement naturel.

---

[8] Une relation empirique est généralement établie entre la surface d'une île ou d'un habitat donné (A) et la richesse en espèces (S) selon laquelle $S=cA^z$, où c est une constante variable entre îles ou habitats et le groupe considéré et z un exposant, lui-même assez peu variable entre les cas (souvent proche de 0.25). Cette loi dite « aire-espèce », une fois établie sur une surface donnée, peut être prolongée pour extrapoler un nombre d'espèces attendu sur une autre surface. Ce raisonnement a servi et sert encore d'étalon à de nombreux travaux d'écologie théorique ou appliquée pour estimer la diversité d'une surface donnée [Lomolino, 2001].

La mise en données de la biodiversité relève d'une autre problématisation du vivant insérée dans un univers sociotechnique.

Une alternative à l'approche taxonomique et contemplative consiste à regarder l'opération de quantification comme un outil technique et à s'interroger sur sa signification. Selon Alain Supiot, les nombres sont l'une des techniques de pouvoir phare en occident : « d'abord objets de contemplation, ils sont devenus des moyens de connaissance puis de prévision, avant d'être dotés d'une force proprement juridique avec la pratique contemporaine de la gouvernance par les nombres » [Supiot, 2015]. Alain Supiot montre que l'histoire des usages artistiques, commerciaux et politiques du nombre révèle ses nombreuses fonctions sociales. Le nombre tient lieu de technique de pouvoir en tant qu'instrument de comptabilité, d'administration ou de législation. Les analyses de cette « gouvernementalité par les nombres » suggèrent aussi leur rôle central de garantie d'objectivité aussi bien dans le domaine scientifique que social.

De son côté, Theodore Porter souligne que la technique de pouvoir réside moins dans le nombre lui-même que dans la confiance qu'il permet de construire. La « gouvernementalité » peut dès lors se comprendre en termes foucaldiens lorsque la quantification a pour effet de légitimer des actions administratives et des décisions politiques. C'est plutôt l'acceptabilité du nombre que la mesure elle-même qui permet l'exercice d'un pouvoir quelconque. Le nombre est moteur décisionnel s'il est le moyen d'une adhésion, d'une confiance. Alors seulement, les mesures deviennent efficaces en montrant le cap de ce qui doit être décidé.

> *[numbers] succeed by giving direction to the very activities that are being measured. In this way individuals are made governable; they display what Foucault called governmentality. Numbers create and can be compared with norms, which are among the gentlest and yet most pervasive forms of power in modern democracies.* [Porter, 1996 : 45]

Au fond, la quantification des faits sociaux n'est jamais seulement descriptive mais toujours aussi prescriptive. Les statistiques ne sont pas de simples outils de connaissance mais des produits d'une administration à l'origine de normes, de standards, d'équivalences et de terminologies. Dans *La Politique des Grands nombres*, Alain Desrosière note en particulier que l'utilisation de statistiques pour décrire des phénomènes sociaux (chômage, pauvreté, inflation) procède à la fois d'une volonté de description objective et de la création de débats. Les statistiques sont autant outils de connaissance qu'outils de décision : « La construction d'un espace politique implique et rend possible celle d'un espace de commune mesure, à l'intérieur duquel les choses sont comparables, parce que les catégories et les procédures de codage sont identiques » [Desrosières, 2010 : 17].

Cette deuxième approche de la question de la quantification a le mérite de lever l'une des ambiguïtés de l'approche taxonomique en proposant d'expliciter la mise en ordre non comme le constat d'un ordre naturel qu'il suffirait de transcrire mais comme un processus politique actif.

Néanmoins, dans ces approches sociologiques du nombre, la gouvernementalité dont il est question est celle des hommes ou des problèmes sociaux. L'ordre qu'il s'agit de maintenir et d'organiser est l'ordre social. Le même usage du nombre est-il transposable au monde naturel ? Quel type de « gouvernementalité numérique » se met en place pour traiter de la crise de la biodiversité ? Si l'on cherche à dépasser ou compléter le projet taxonomique, quel sens donner à la notion de biodiversité globale ? Peut-on quantifier la biodiversité suivant un processus de gouvernementalité tel que décrit par Foucault, Porter ou Desrosière ?

Une première difficulté surgit : comment penser la diversité du vivant comme une réalité *globale* ? Si le diamètre de la Terre peut avoir du sens pour un physicien ou la population mondiale pour un démographe, le nombre total d'espèces sur Terre n'a, à l'époque où la notion de biodiversité émerge dans les années 1980, pas beaucoup de sens pour les biologistes ou les écologues. Dans la question « combien y a t-il d'espèces sur Terre ? », c'est le « sur Terre » qui pose problème. Qu'on l'envisage comme un exercice d'inventaire taxonomique ou comme l'utilisation d'une technique de gouvernementalité numérique, la quantification bute fondamentalement sur l'absence de référence spatiale donnée a priori. La diversité biologique est totalisée, la quantité dont il est question doit-être totalisante. Or la biologie et l'écologie ne fournissent pas réellement de données ni même d'outils conceptuels pour penser une telle réalité. La question de la quantification est nécessairement ascendante, agrégative, de proche en proche. Chaque individu, population, ou assemblage expérimente l'environnement sur une gamme d'échelles spécifique. A ce titre, l'écologue Simon Levin souligne que l'écologie moderne se caractérise par la volonté de faire coïncider échelle d'observations et échelle des processus considérés. L'approche agrégative se heurte à cette difficulté : « *no description of the variability and predictability of the environment makes sense without reference to the particular range of scales that are relevant to the organisms or the process being examined* » [Levin, 1992 : 1959]. Il s'agit moins, pour décrire la diversité du vivant de trouver une « mesure juste » de la biodiversité mondiale que de multiplier les « justes mesures » propres à chaque processus et niveau écologique considérés.

Plutôt que d'établir la cartographie et l'inventaire d'une diversité globale, l'écologie est plus intéressée à comprendre la façon dont les entités biophysiques hétérogènes sont réparties sur plusieurs échelles spatiales. Comment la notion de « biodiversité globale » peut-elle être compatible avec cette exigence de l'écologie moderne de faire coïncider les échelles d'observations avec l'échelle des processus qui sont impliqués par la biologie de ce qui est observé ? Si la réponse est négative, comment fonder la scientificité de tels chiffres ? Quel est leur rôle politique ?

Nous proposons dans la section suivante de retracer la manière dont l'idée de biodiversité mondiale s'est constituée en pratique. Nous prendrons exemple sur la mise en place d'une base de données ayant pour vocation l'agrégation des données de biodiversité à l'échelle mondiale. Notre objectif en explorant la genèse d'un tel projet est double. Il s'agit de révéler les hypothèses permettant l'élaboration d'un tel projet d'agrégation et de caractériser la performativité politique de cette invention.

2. l'invention de la biodiversité mondiale comme base de données : le cas du GBIF

Les initiatives visant à construire, stocker et relier les bases de données de la biodiversité se sont multipliées au cours des dernières décennies. Par exemple, le portail d'entrée du réseau national de la biodiversité collecte, trie, analyse et diffuse des données sur la biodiversité au Royaume-Uni (http://data.nbn.org.uk/). En Europe, le centre de données sur la biodiversité (http://www.eea.europa.eu/themes/biodiversity/dc) a été créé dans un but similaire, ainsi que les initiatives nationales en Irlande et en Belgique (voir http : //www.biodiversityireland.ie/ et http://data.biodiversity.be/). Des infrastructures internationales plus ambitieuses cherchent à relier les bases de données à travers les pays et les continents. Le Global Biodiversity Information Facility (GBIF) est l'une de ces infrastructures de données internationales conçue comme plateforme technique permettant d'accélérer l'agrégation des sources locales et disparates d'informations sur la biodiversité. L'ambition du GBIF affichée sur la plateforme de stockage de ces données est de permettre « à quiconque, n'importe où, d'accéder à des données sur tous les types de la vie sur Terre, partagées à travers les frontières nationales via l'Internet » (http://www.gbif.org/).

Bien qu'il existe d'autres initiatives similaires, le cas du GBIF est un exemple particulièrement utile pour montrer la façon dont la science et la politique collaborent pour promouvoir l'idée d'un environnement mondial. Stephen Slota et Geoffrey Bowker montrent ainsi de façon convaincante que le portail de données mondiales du GBIF « *renders amenable not the species occurrence data itself but the concept of global biodiversity mapping, the usefulness of having a global-scope resource, and the value of working globally on global systems* » [Slota et Bowker, 2015 : 3].

En d'autres termes, le GBIF a principalement servi à expérimenter et à promouvoir la cartographie mondiale comme un style de recherche légitime. Mais sur quoi repose la pertinence d'une telle entreprise ?

Aux origines du GBIF, apparaît une foule d'acteurs hétérogènes qui inclut notamment le Conseil de l'Organisation pour la Coopération Économique et le Développement (OCDE). Le GBIF a émergé du Forum pour la Mégascience, créé le 1er Juin 1992 par l'OCDE, en tant qu'organe subsidiaire du Comité de la Politique Scientifique et Technologique américain (CPST). Le but de ce forum était de réunir des scientifiques bien connus et des membres des gouvernements de l'OCDE pour permettre l'échange d'informations et développer des projets de recherche à grande échelle. A ce titre, le concept de *biodiversité mondiale* peut déjà être envisagé comme issu d'une plateforme d'élaboration des politiques du vivant. Les infrastructures de mise en données sont conçues pour coordonner la localisation des espèces et numériser les collections des muséums en une seule ressource centralisée. Cette invention est en partie le résultat de l'extension du modèle « *Big Science* »[9] étendu à la biologie. Plus précisément, comme Elena Aronova et ses collègues (2010) l'ont montré, le Programme Biologique International (1964-1974) qui précède l'invention du GBIF, est déjà l'un des programmes de développement des Nations Unies inspiré du style de recherche ouvert par les données utilisées en géophysique [Aronova *et al.*, 2010]. Ces initiatives voient la Terre comme un système unique caractérisé par une composante vivante (Kwa 2005; Bocking 2013).

[9] L'expression « Big Science » est utilisée en histoire et philosophie des sciences pour caractériser un type de recherche basée sur des grands projets, coûteux, souvent interdisciplinaires aux enjeux économiques et sociaux importants et reposant sur un appareillage technique conséquent. Le premier exemple de « big science » souvent cité est le projet « Manhattan » (1942-1946) dédié à la recherche nucléaire et à l'élaboration de la première bombe atomique durant la Seconde Guerre mondiale. Des projets en astronomie mais aussi en biologie (comme le projet du génome humain) sont régulièrement qualifiés de « big science ».

Le Forum pour la Mégascience a été créé à la suite d'une proposition de David Allan Bromley (1926-2005), physicien américain-canadien qui a présidé le bureau de la politique scientifique et technologique des États-Unis (OSTP) et agi comme conseiller scientifique du président George HW Bush entre 1989 et 1993. L'OSTP a été lui-même créé en 1976 par le Congrès américain pour ajuster les décisions politiques à la science la plus avancée.

Bromley fut le premier conseiller politique à détenir le titre d'« assistant du Président pour la science et la technologie ». En tant que consultant du gouvernement dans les administrations Nixon, Reagan et George HW Bush, Bromley est devenu une figure bien connue de l'histoire des politiques scientifiques. Un mémoire biographique lui a été entièrement consacré, dans lequel George HW Bush souligne personnellement comment Bromley comprend sa propre position :

> *to give the President the best objective advice on any policy matter that relates to science and technology (e.g., global warming and climate change), summarize the state of scientific understanding—including all the uncertainties, and when appropriate recommend policy options.* [Greiner et Lane, 2009 : 31]

Bromley a été engagé pour éclairer la politique sur les problèmes mondiaux émergents. Pour lui, face aux nouveaux défis mondiaux il est nécessaire de reconnaître la dépendance mutuelle de la science, de la technologie et de la politique. Les solutions au problème de changement global « *necessarily involve a complex mixture of science, of technology, and of politics, and for this to happen we simply must work together much more than we ever have in the past* » [Bromley, 2002 : 18].

Cela reflète le point de vue de Bromley selon lequel la science et la politique sont, et doivent être, intimement liées, au moins à l'appui de grands projets pour la résolution des problèmes posés par les changements planétaires. Plutôt que d'insister sur le rôle historique spécifique joué par Bromley et les conseillers scientifiques ultérieurs du Président, il nous semble ici judicieux d'insister sur la priorité donnée à l'accumulation de données pendant le mandat de Bromley[10].

Le sens accordé aux données agrégées peut être retracé grâce aux rapports du « United States Global Change Program » développé par le « *Committee on Earth and Environemental Sciences* » créé pendant le mandat de Bromley. Le but de ce comité était de mettre en place « *the science of global change—to make the observations, develop the understanding, and form*

[10] Un travail plus systématique de recensement des différents acteurs et conseillers scientifiques influents de l'époque a été réalisé [Pielke et Klein, 2010]

a predictive understanding of global change—and then hand that information to policy makers » [Kelmelis et Snow, 1991 : 3].

Dans le rapport du Comité, Bromley souligne l'importance que la Maison Blanche accorde à la gestion des données et insiste sur le rôle de la cartographie mondiale. Il fait notamment valoir que l'une des missions scientifiques majeure est désormais de rendre les données intelligibles et de reconnaître leur utilité future : « *when the need arises, we'll be in great shape to digest, analyze and present these huge amounts of data in fashions that use the remarkable ability of the human to sense patterns and to develop hypotheses based on graphical information* » [Kelmelis et Snow, 1991 : 40].

Au-delà d'inspirer la recherche scientifique, la cartographie mondiale aurait pour but de contribuer à ce que Bromley qualifie de « la chose la plus importante », à savoir, « *the translation of good science, good technology, and good economics into good policy* » [Kelmelis et Snow, 1991 : 42].

Par conséquent, les rapports du Forum Mégascience de l'OCDE visant à élaborer des recommandations politiques cherchent à faciliter l'échange d'informations entre les gouvernements et les communautés scientifiques impliquées dans des projets de grande envergure [OECD, 1993 : 3]. Toutefois, le rôle de la collecte des données relatives à la biodiversité était à ce stade toujours en suspens. Il devient progressivement évident que la collecte de données brutes, sans transformation préalable, est inutile. Plus que la collecte elle-même ce sont la mise en forme, le stockage, la diffusion et le traitement des données qui deviennent des priorités, et qui ont été considérés comme la clé du succès dans le développement de la construction d'une interface pertinente pour les décideurs politiques [OECD, 1993 : 30].

Le Forum a donc proposé d'établir une collaboration internationale pour faciliter l'échange de données et leur normalisation. Il a préconisé la création d'une plateforme de gestion centralisée disponible pour les décideurs et les scientifiques du monde entier. Les données deviennent par ce biais la base scientifique commune et admise pour le développement des mégaprojets :

> *Data are the glue that holds distributed megaprojects together, and an ever-increasing component of such efforts, sometimes measured in terabytes. Effective data collection, management, evaluation and distribution are crucial to the success of such megaprojects. Challenges for the future include standardization and quality control for the data collected and processed, and assurance of access for qualified researchers worldwide.* [Ratchford et Colombo, 1996 : 216]

Bien que cette citation suggère que la mégascience est devenue une fin en soi, les avantages de la collecte massive de données concernant la biodiversité ne sont toutefois toujours pas expliqués. Prenant l'exemple de la bioinformatique, le rapport prévoit à ce titre que l'accumulation et la centralisation de données standardisées permettra des comparaisons et des corrélations utiles :

> *This will be no less true for the rest of biological information; in fact, the broader the range of data types available, the wider the range of applications to which those data may be put. For example, agriculture will benefit from information on the habitat and evolutionary relationships of the wild relatives of crop species; health-related research will benefit from correlations among many types of neurological data (images, numerical results of surveys, etc.); and the pharmaceutical industry will benefit from access to information from biological collections.* [OECD, 1999 : 7]

Ce point de vue sur l'accumulation des données suggère que ce qui importe pour l'avenir de la base de données que le forum de la mégascience appelle de ses vœux est sa capacité à embrasser autant de champs que possible: « *the broader the range of data types available, the wider the range of applications to which those data may be put* ». Autrement dit, l'accumulation et la coordination des données produites par la science de l'environnement ne sont pas principalement destinées à mieux comprendre les systèmes biologiques ou la biodiversité. Selon le Forum, l'accumulation d'informations est moins un moyen d'acquérir des connaissances scientifiques, qu'un outil susceptible de servir des agendas économiques et politiques.

Ce processus que nous pouvons qualifier de *mise en données* est en ce sens délimité par des revendications politiques. L'objectif est de fournir des informations sur les emplacements de ressources biologiques. Le Forum ne fait aucune référence à la théorie écologique mais insiste plutôt sur les avantages potentiels de l'accumulation de données sur la biodiversité à des fins pratiques [OECD, 1999 : 14].

Le projet GBIF est présenté en tant que tel lors du Forum pour la Mégascience de 1999. Cette présentation révèle que les aspects techniques de l'informatique de la biodiversité et l'accumulation de données sur la biodiversité mondiale s'inspirent des modèles établis à partir de la génétique et des neurosciences pour lesquels les progrès de la technologie informatique ont déjà des applications.

Il est à noter que bien que l'ampleur, la complexité et la dynamique des phénomènes génétiques et écologiques sont loin d'être commensurables, le GBIF prévoit, dès sa conception, un simple alignement des objets de la biodiversité avec les données génétiques [OECD, 1999 : 14] :

> *Great forward strides could be made in the understanding of the biological world, for instance, if informatics techniques were developed to make it possible to correlate historical information with newly collected satellite data; if molecular genetic datasets could be linked to species-documentation datasets such as those held by natural history collections and if neurobiological, physiological, chemical, and other sorts of datasets could be correlated with taxonomic and ecological ones.* [OECD, 1999 : 7]

Un modèle de sciences de la vie dans lequel toutes les entités biologiques sont comparables et commensurables est donc adopté. Avec ce modèle, il est prévu que de grands progrès pourraient être apportés à la compréhension du monde biologique, par exemple, si les techniques de l'informatique permettent de mettre en évidence des corrélations avec des données satellitaires nouvellement collectées ou avec des données moléculaires.

Cette brève description historique de la mise en œuvre du GBIF suggère que l'accumulation systématique de données sur la biodiversité a été pensée comme un outil politique. L'ordre qu'il s'agit de refléter dans la base n'est pas le miroir d'un ordre téléologique.

Ceci étant dit, l'environnement mondial auquel semble faire référence ce projet d'accumulation est, en effet, loin d'être un objet purement politique. Il a été co-produit par l'interaction étroite d'intérêts convergents. Les scientifiques ont appris à penser globalement sous la pression du public sensibilisé vis-à-vis de l'environnement qui a commencé dès les années 1970. Quand les sphères académiques et civiles ont conceptualisé et rendu quantifiable l'ampleur des impacts des activités humaines sur l'environnement, les écologistes ont commencé à travailler sur une plus grande échelle que celles traditionnellement investie par eux. Cette « mise à l'échelle » des études écologiques a été favorisée grâce à des initiatives telles que le Programme international géosphère-biosphère (1984-1990) qui adopte résolument comme angle d'approche l'étude du monde biologique comme un système unique [Kwa, 2005b].

Tout un pan de l'écologie scientifique dédié aux écosystèmes a également joué un rôle actif dans la construction de la notion d'environnement mondial. Selon Bocking (2013): « *the ecosystem concept was compatible with the widely invoked metaphor of "Spaceship Earth", which combined notions of a finite and fragile global system with confidence in the capacity of science and technology to understand, and manage, this system* » [Bocking, 2013 : 44].

Le GBIF et les initiatives du même type ont des objectifs techniques clairs : accumuler des données provenant de sources très différentes, garantir leur transparence et leur diffusion. La plupart de ces bases sont des collections d'occurrences d'espèces (une présence d'espèce à un moment donné dans l'espace et le temps), des inventaires ou des caractéristiques biologiques

de ces espèces. Par exemple, il est possible d'établir, parmi environ 570 000 000 enregistrements stockés dans le GBIF, qu'un merle (*Turdus merula*) a été observé en Finlande à la latitude 60 ° 50'N et à la longitude 24 ° 80'E en Janvier 2015, ou que de l'ivraie (*Lolium perenne*) a été observé en Australie (à 34 ° 89'S / 138 ° 73'E) en février 2014. En outre, la base de données montre que ces deux occurrences d'espèces ont été établies à partir de deux sources différentes, respectivement par BirdLife, une organisation non gouvernementale ornithologique et par le ministère de l'environnement, de l'eau et des ressources naturelles de l'Australie du Sud. Ces informations frappent par leur apparente factualité épurée de toute trace subjective. Pourtant, la juxtaposition elle-même de données individuelles provenant de sources disparates en un système de données centralisé mérite d'être examinée de plus près. Quel sens a cette information collectée sur cet oiseau et cette plante ? Quelles pratiques de l'écologie scientifique ont permis l'assemblage de cette information géolocalisée par leurs latitudes et leurs longitudes dans une même base ?

Pour mieux comprendre ce que la mise en donnée implique sur le plan scientifique et pratique, nous proposons de dégager les implications techniques et ontologiques de l'initiative du GBIF en repartant de la source de l'information. On cherchera à caractériser les opérations nécessaires pour transformer des enregistrements en données, puis des données en base de données massives ou « *big data* ».

3. Des relevés écologiques aux données : genèse d'une abstraction

La justification technique et scientifique de la constitution d'une base de données de type GBIF peut sembler évidente. Agréger des données est une étape nécessaire à l'analyse de la distribution de la biodiversité. Frank Bisby, accueillant avec enthousiasme ce qu'il nomme une « révolution silencieuse » provoquée par le traitement informatique des données sur la biodiversité note par exemple que sans un projet de construction d'un système d'information sur la biodiversité mondiale il y a un « difficulté affolante de savoir qui est quoi et où, et de comparer ce qui est comparable » [Bisby, 2000 : 2309]. Or on conçoit facilement que la biodiversité ne se donne pas d'emblée comme une réalité ordonnée facile à quantifier ou numériser. L'agrégation des données nécessite de faire des choix méthodologiques concernant le type de biodiversité qui se prête à la quantification. Une interaction subtile se met donc en place entre les contraintes techniques liées à l'agrégation des données et la réalité qu'elles

recouvrent. On pourrait s'attendre à ce que la biodiversité désigne une réalité complexe qui dicte ou oriente les outils de sa quantification. Certains auteurs n'hésitent pourtant pas à affirmer que c'est la notion de biodiversité elle-même qui doit s'adapter à la manière de la mesurer et non l'inverse [Deans *et al.*, 2012]. Autrement dit, les progrès et innovations accomplis dans l'informatique prédéterminent au moins en partie la manière dont la biodiversité est conceptualisée.

Or l'entreprise d'ajustement réciproque entre une réalité biologique complexe et un outil informatique exige un effort intense d'homogénéisation de sources disparates. Bowker (2000) a démontré à ce titre que la production de grands volumes de données liées à la biodiversité représente un défi pour les systèmes de classification et les catégories utilisées pour décrire la diversité des formes vivantes. Selon son analyse, non seulement certaines entités (par exemple, les espèces, les paysages, les communautés) sont difficiles à classer (au point qu'ils sont souvent exclus de la base de données finale), mais il est également difficile de rendre compte du contexte dans lequel les données sont collectées. Par exemple, les techniques de mesure ou la localisation des données ne sont pas commensurables d'une étude à une autre. Les données produites sont pourtant le plus souvent juxtaposées en omettant de garder la trace de ce qui a permis leur création. Bowker a aussi montré que l'agrégation ou l'extraction de données de biodiversité tend à occulter la spécificité des disciplines scientifiques impliquées dans la collecte. Par exemple, deux chercheurs issus de deux disciplines différentes (écologues et biogéographes) qui travaillent à des échelles très différentes peuvent additionner leurs données dans la même base centrale en dépit du fait que la résolution spatiale d'intérêt de ces deux communautés varie de 1 m^2 à l'ensemble du globe. Bowker conclut que l'uniformité des bases de données cache la diversité des cadrages spatiaux et temporels [Bowker, 2000a : 668].

Ces conclusions suggèrent donc en effet que le processus de combinaison de plusieurs données provenant de sources disparates dans des bases de données unifiées et uniformes est nécessairement contraint par des exigences techniques.

Il semble, de plus, qu'une forme de tension apparaisse entre ces contraintes d'uniformité et la diversité épistémique à l'amont de la collecte des données (diversité portée par les hypothèses scientifiques, les objectifs, les protocoles ou les métriques qui conditionnent les données) ou en aval, lors de leur interprétation. Or il faut procéder à des ajustements qui ont une portée ontologique afin d'homogénéiser les informations hétérogènes dans une infrastructure de données uniforme.

Afin d'explorer plus en détail ce qui génère ces contraintes et cette tension nous proposons de caractériser plus spécifiquement la signification écologique des informations collectées sur le terrain (quoi), les motifs de la collecte des données (pourquoi), et leur utilisation ultérieure possible (comment).

Le premier point est que l'information (le « quoi ») déposé dans les bases de données intégratives perd une partie de son sens écologique. À la fin du XIX^{e} siècle, les botanistes façonnent progressivement l'écologie en inventant un nouveau régime de spatialité et de temporalité pour étudier le vivant. Ce nouveau régime n'est ni celui des biologistes ni celui des biogéographes. L'écologie scientifique naît précisément d'une recherche de démarcation par rapport à ces deux communautés au motif qu'elles font toutes les deux abstraction des milieux de vie des espèces. Ces milieux sont absents du laboratoire du biologiste ou de la cartographie du biogéographe. L'écologie symbolise une volonté de développer une nouvelle science consacrée à l'étude des relations entre les organismes et leur environnement par le biais d'observations et d'expériences menées sur un terrain nouveau : le terrain des individus et des espèces en tant que tel. Cette invention implique certaines revendications. Selon l'historienne des sciences Sharon Kingsland « le suivi de terrain impliquait cette modernisation : une analyse qui comportait la compréhension de l'histoire de la vie de la plante et de son contexte écologique » [Kingsland, 2005 : 69].

Une autre manière de résumer la démarche écologique originelle est de comprendre ce qui distingue les « relevés » (*records*) des « données » (*data*) et ce qui autorise le passage de l'un à l'autre. Les « relevés » sont définis comme la délimitation spatiale et temporelle de réalités biophysiques motivées par des objectifs spécifiques. Les données, en revanche, sont des collections d'informations individuelles quantitatives ou qualitatives. Cette distinction est particulièrement centrale pour les sciences de la vie et plus spécifiquement pour l'écologie. En effet, les premiers écologues ont prêté une grande attention à la collecte d'informations utiles sur le monde naturel en insistant sur le fait qu'il s'agissait d'établir des « relevés » plutôt que d'accumuler de simples « données ». Charles Elton, en particulier, a consacré un livre à ce sujet [Elton, 1966]. Selon lui, les informations écologiques pertinentes se trouvent exclusivement dans des « relevés » précis et non dans les ensembles de données. Construire des relevés écologiques est un processus actif de collecte de l'information non seulement *à partir* d'un terrain d'étude, mais aussi *sur* ce terrain physiquement.

On conçoit dès lors que la nature de ce que les écologues renseignent lorsqu'ils délimitent et quantifient leurs objets d'étude a un sens crucial. Comme George Clarke l'a souligné dans l'un des premiers manuels universitaires dédiés à l'écologie moderne, l'écologie doit être considérée comme l'étude des interrelations des plantes et des animaux avec leur environnement qui comprennent « les influences d'autres plantes et les animaux présentent aussi bien que les caractéristiques physiques » [Clarke, 1954 : 2]. L'écologie est donc consacrée à la description et la compréhension du « milieu d'interaction », à savoir la façon dont les communautés naturelles locales sont façonnées par les relations entre les éléments biotiques et abiotiques. Cette définition de l'écologie prolonge l'intuition de Ernst Haeckel (1934-1919) qui proposa le terme d'« *ökologie* » en 1866 en plaçant les concepts clé du darwinisme au cœur de cette discipline dont l'objectif est d'étudier « les conditions d'existence » des organismes :

> *By ecology, we mean the whole science of the relations of the organism to the environment including, in the broad sense, all the "conditions of existence". These are partly organic, partly inorganic in nature; both, as we have shown, are of the greatest significance for the form of organisms, for they force them to become adapted. Among the inorganic conditions of existence to which every organism must adapt itself belong, first of all, the physical and chemical properties of its habitat, the climate (light, warmth, atmospheric conditions of humidity and electricity), the inorganic nutrients, nature of the water and of the soil, etc. As organic conditions of existence we consider the entire relations of the organism to all other organisms with which it comes into contact, and of which most contribute either to its advantage or its harm.* [Egerton, 2013 : 226]

A la démarche réductionniste et abstraite de l'étude de la vie, l'écologie ajoute donc une démarche inclusive et concrète. L'espace-temps d'un organisme est lui-même organique car en partie conditionné par les autres espèces. L'aspect fondateur et novateur de ce nouvel espace-temps se répercute notamment sur la notion de « niche » écologique. Ce concept a été adopté au début du développement de la discipline pour décrire soit les exigences des espèces dans un environnement donné, soit les effets de ces espèces sur cet environnement. Par exemple, Elton a défini la niche (parfois appelée niche trophique ou fonctionnelle) comme l'impact des espèces dans l'environnement [Elton, 1927]. Joseph Grinnell, écologiste influant contemporain d'Elton, décrit en revanche la niche comme la réponse des espèces à un ensemble donné de ressources (Grinnell 1917). La niche grinnellienne a été prolongée par Hutchinson (1957), qui redéfinit la niche comme désignant toutes les conditions biotiques et abiotiques nécessaires à la survie des individus en ajoutant une distinction entre la niche « fondamentale » et « réalisée » [Hutchinson, 1957]. La niche fondamentale est considérée comme la niche résultant des attributs intrinsèques des espèces, alors que la niche réalisée est une propriété contingente qui dépend de chaque

environnement local. Ces distinctions ont été - et sont encore - centrales dans presque tous les aspects de la pensée écologique contemporaine [Chase et Leibold, 2003 : 2].

Dans la pratique, la construction des relevés en écologie dépend étroitement de la définition de la niche qu'on adopte [Devictor *et al.*, 2010]. Caractériser la niche eltonienne d'une espèce donnée dépend de la capacité à quantifier le rôle des espèces les unes par rapport aux autres (par exemple, en quantifiant les interactions trophiques), alors que considérer la niche grinnellienne nécessite une description fine de l'utilisation par chaque espèce de ses ressources. La distinction entre niche fondamentale et réalisée contraint aussi le contenu des relevés. La niche fondamentale se mesure par les attributs biologiques des espèces (par exemple, leur alimentation optimale lorsque toutes les ressources sont disponibles) et la niche réalisée nécessite de quantifier l'influence des interactions avec les autres espèces. En d'autres termes, quelle que soit la définition de la niche adoptée, un « relevé » est généralement destiné à garder une trace du contexte écologique des organismes observés dans un espace-temps donné.

Un relevé est ainsi produit par un « diagnostic écologique » (*survey*), qui, selon Elton, doit être considéré comme ne représentant « en aucun cas juste une question d'enregistrement et de dénombrement. Il ne s'agit pas d'une tâche statique, mais d'une étude passionnante des processus dans la nature » [Elton, 1966 : 25]. Un relevé écologique fournit donc non seulement une riche description de la forme vivante d'intérêt (par exemple, une plante localisée dans un habitat), mais aussi sur son environnement biotique et abiotique et le processus de relevé lui-même (le nom de l'observateur sur le terrain, la durée et le motif de l'observation, etc.).

La possibilité même de juxtaposer des relevés issus de diagnostics différents fait donc problème. Lors de leur agrégation dans la même base, le caractère écologique de chaque relevé est contraint par la nécessité de se conformer à un modèle d'enregistrement formé par l'architecture de la base de données (souvent matérialisée par des lignes et des colonnes dans un tableau). Cette façon d'organiser les données suppose qu'un certain nombre d'objets individuels (lignes) avec certaines caractéristiques (colonnes et en-têtes) peuvent être juxtaposés dans la même base. Or la structure de base de données est elle-même dictée par des critères minimaux qui sont approuvés par une communauté d'utilisateurs intéressée par l'échange des données et leurs usages potentiels. Les nouvelles lignes peuvent être ajoutées seulement si les colonnes existantes ont un sens pour les lignes. La forme qui est ainsi imposée aux relevés lors de leur agrégation évacue leur dimension écologique première. Le merle se trouve ainsi à côté de l'ivraie dans la même base de données du GBIF, même si les relevés correspondant ont été

acquis avec des méthodes différentes à des moments différents, dans différents pays, par des personnes différentes avec des objectifs très différents.

On voit donc qu'une forme de décontextualisation est nécessaire pour que le relevé devienne une donnée. La niche écologique est contrainte par une niche proprement numérique. *Un relevé* correspond à des échelles spatiale et temporelle explicites et spécifiques (par exemple le nom d'une localité particulière correspondant à une résolution donnée et échantillonnée dans un but donné). *Une donnée*, en revanche, est projetée dans un nouvel espace-temps qui utilise des références communes, universelles et non écologiques (par exemple, la longitude et la latitude dans un système de projection standard).

Ayelet Shavit et James Griesemer (2011) ont avancé à ce titre que des concepts « exogènes » du temps et de l'espace sont ajoutés aux relevés pour les adapter au format spécifique requis par les bases de données et leurs manipulations ultérieures [Shavit et Griesemer, 2011]. L'espace et le temps « endogènes » propres aux objets écologiques et pourtant visés par la démarche scientifique de l'écologie tendent à disparaître. Cette décontextualisation des relevés est donc une condition nécessaire à leur recontextualisation en données agrégées dans un ensemble uniforme.

Dans le cas de la biodiversité mondiale, ce cadre spatio-temporel exogène a la particularité de ne pas être borné par les limites biophysiques de l'environnement ou plus simplement par des contraintes spatiales mais par la taille (potentiellement illimitée) de la base. Le nombre de lignes et de colonnes est théoriquement infini. L'agrégation de données devient une tâche qui n'est plus modulée par l'objectif scientifique ou la réalité biophysique que l'écologue cherche à relever et devient une tâche sans fin. La possibilité autorisée par un relevé local d'être sinon exhaustif, du moins satisfaisant sur le plan scientifique au vu de la question posée laisse place à une collecte indéfinie.

Cette reconfiguration de l'espace-temps écologique en espace-temps numérique ne modifie pas seulement la nature de l'information mais peut aussi introduire certains biais. En effet, l'agrégation des enregistrements hétérogènes se traduit par la perte de l'information concernant la résolution et l'exhaustivité de l'échantillonnage propre à chaque ensemble de données. Jan Beck et ses collègues ont par exemple montré que l'utilisation des données du GBIF pour la modélisation de la distribution spatiale des espèces était périlleuse. L'effort inégal entre les pays dans la collecte des données se répercute sur la représentativité de la distribution spatiale d'une espèce donnée. Celle-ci est évidemment davantage présente lorsque l'effort

d'échantillonnage est plus important. Or ce biais, s'il est classique en écologie et fait l'objet de procédures de corrections, est invisible dans les bases de données qui perdent l'information concernant l'effort d'échantillonnage. Les auteurs concluent que « *strong spatial bias in specimen distribution data, as prominently found in the GBIF database, has potential to gravely distort species distribution modeling* » [Beck *et al.*, 2014].

D'autres auteurs comme Esther Turnhout et ses collègues ont suggéré que les techniques d'obtention et d'analyse de données qui façonnent notre représentation de la biodiversité à une grande échelle spatiale ne produisent en aucun cas une description objective des phénomènes écologiques. La biodiversité des données n'est pas celle des relevés : elle produit une vision abstraite déconnectée des espèces, des habitats et des observateurs : « *biodiversity is approached in an abstract, quantitative, and technical way, disconnected from the species and habitats that make up biodiversity and the people involved in collecting the data* » [Turnhout et Boonman-Berson, 2011].

Autrement dit, la notion de biodiversité est déformée par les contraintes numériques du traitement de l'information qui surdéterminent les usages possibles. Par exemple, la disparition des différentes caractéristiques de la niche écologique (eltonienne ou grinnelienne, réalisée ou fondamentale) prive l'utilisation de ces bases de la possibilité d'être étudiée pour faire des avancées significatives en écologie scientifique. Même lorsque les données sont utilisées pour seulement établir des cartes de distribution spatiale de la biodiversité, les variables environnementales dynamiques qui ne se prêtent pas à leur intégration dans une base de données sont détachées des relevés écologiques [Bowker, 2000b]. En conséquence, les espèces se retrouvent au milieu de « nulle part » et en aucun cas dans un milieu d'interactions physiques et biologiques.

En se tournant à présent sur le *pourquoi* l'information est recueillie et *comment* peut-elle être exploitée, d'autres types de pertes causées par la mise en données apparaissent. L'une de ces pertes concerne l'objectif scientifique lui-même et son inscription dans un cadre théorique clair. Comme l'a noté Hallam Stevens [Stevens, 2013 : 66], la construction des connaissances issue de l'analyse de bases de données agrégées semble se passer d'hypothèses ou de théories. Les nouvelles connaissances sont censées « émerger spontanément » des données accumulées qui compenseraient la disparition du contenu théorique par leur nombre.

Pourtant, le processus de « mise en données » que nous cherchons à caractériser lors du passage du relevé à la donnée peut se concevoir non pas comme une perte théorique mais au contraire

comme un forçage extrêmement fort *a priori*. Les contraintes de la simplification, de la normalisation et de l'interopérabilité supposent que l'on admette, en amont, que la « donnée » et la « chose » ont une certaine forme de correspondance. Les lignes doivent a minima représenter des unités que l'on peut organiser, hiérarchiser, trier et comparer. « L'espèce » doit par ailleurs correspondre à une réalité pertinente regroupant des individus sous un même nom et dont la distribution spatiale peut être couverte par un recensement d'occurrences dans cet espace-temps exogène de la base. La disparition du recours à la théorie n'est donc qu'apparente et se comprend mieux comme un escamotage qui a pour effet de rendre implicites des hypothèses auparavant explicites.

Or ces hypothèses sont généralement précisément ce que l'écologie scientifique tente d'expliciter. En particulier, différentes approches de la définition d'espèces, d'écosystèmes, de communautés, ou de populations et leurs domaines de validité spatiale et temporelle se trouvent au centre des discussions théoriques de l'écologie et influencent la conception des suivis et de la collecte des relevés [Jax *et al.*, 1998]. Ce n'est pas tant un effacement théorique qui permet la mise en données que l'instauration d'un cadre théorique importé et imposé par l'outil informatique. Ainsi, la possibilité de représenter, à partir du GBIF, la « distribution spatiale d'une espèce » repose sur la construction d'une nouvelle niche munie d'un espace-temps exogène et d'un cadre théorique propre.

Cette reconfiguration se manifeste très concrètement dans certains outils phares d'analyse de données. Par exemple, parmi les méthodes les plus avancées de traitement des données environnementales provenant de sources différentes, les modèles de distribution d'espèces (SDM) sont basés sur la capacité de faire des hypothèses sur les relations entre les espèces et leur environnement. Ces modèles estiment la répartition géographique des espèces en combinant des données d'occurrence et des variables environnementales. Pour une espèce donnée, les sites d'occurrences (ou d'absences) connues de l'espèce sont reliés à des variables environnementales connues pour ces sites, afin de produire des corrélations statistiques qui établissent une relation probabiliste entre la distribution de ces variables et la distribution de l'espèce. Cette méthode est par exemple largement appliquée pour prédire les changements dans la distribution des espèces suivant le changement climatique [Guisan et Thuiller, 2005]. Cette

méthode est aussi considérée comme une boîte à outils importante pour l'analyse des données du GBIF[11].

Mais ce type de modèle fait de nombreuses hypothèses nouvelles qui sont imposées par l'ontologie de la niche numérique. Par exemple, l'influence des interactions biotiques et les contraintes physiologiques sont supposées constantes dans l'espace et le temps. La définition spécifique de la « niche » adoptée dans l'approche SDM devient confuse et objet de débat. Selon Alberto Alberto Jiménez-Valverde et ses co-auteurs, la multiplication des bases de données sur internet a popularisé et généralisé le recours à la modélisation de la distribution spatiale des espèces sans qu'une assise conceptuelle claire soit adoptée. [Jiménez-Valverde *et al.*, 2008]. Le manque de fondement théorique explicite de ce type d'approche corrélative est donc régulièrement souligné en écologie. Par exemple, Jane Elith et John Leatwick ont souligné que l'amélioration de l'analyse de la distribution spatiale des espèces à partir de ces techniques nécessitait avant tout une meilleure articulation avec la théorie écologique [Elith et Leathwick, 2009].

Le manque d'articulation entre les données et les processus écologiques a des conséquences directes sur les analyses elles-mêmes. Lors de la cartographie de la répartition des espèces à grande échelle spatiale, des biais apparaissent à cause de cette ambiguïté conceptuelle inhérente à la base de données. Dans leur comparaison des cartes GBIF et des cartes vérifiées de la richesse en espèces sous les tropiques en Amérique du Sud, Carla Maldonado et ses collègues (2015) remarquent que le géo référencement des données GBIF erronés pourraient générer des cartes défectueuses. Si l'« uniformité » de la base représente un avantage quantitatif, une petite erreur dans le géo-référencement d'un échantillon donné a des conséquences majeures. Un tel biais, concluent les auteurs « pourrait impliquer une mauvaise interprétation des résultats. Cela aurait non seulement une incidence sur les études visant à identifier les modèles de la biodiversité en général, mais aussi sur la reconstruction de la niche écologique des espèces et la prédiction de leur distribution » [Maldonado *et al.*, 2015].

La perte de précision des données ainsi accumulées compromet notre connaissance des modèles de la biodiversité et de sa distribution. Contrairement aux relevés écologiques recueillis en vue

[11] Le SDM est promu comme une ressource clé dans plusieurs applications dédiés à l'analyse et à l'interprétation des données du GBI sur le site GBIF, https://www.gbif.org/resource/search?contentType=tool

de répondre à une question de recherche explicite, il est supposé lors de l'utilisation de ces données qu'elles vont générer *elles-mêmes* de nouvelles questions de recherche.

La « mise en données » est donc une mise en forme mais aussi une re-présentation de la forme dans un cadre théorique et pratique spécifique. Ce procédé brouille en partie l'arrière-plan spécifiquement écologique lorsque la création de la base de données devient une fin pour elle-même plutôt qu'un moyen en vue d'une fin. Cette perte se manifeste ouvertement dans les attentes de certaines initiatives d'accumulation de données. Par exemple, le GBIF a lancé le « Ebbe Nielsen Challenge » conçu pour « inspirer les scientifiques, informaticiens, modélisateurs de données, cartographes et d'autres experts pour créer des applications novatrices des données sur la biodiversité »[12]. Cette compétition ouverte, avec un premier prix de 20.000 €, vise à faire émerger des applications pertinentes de traitement des données. Elle a été créée pour :

> encourager les utilisations novatrices de plus d'un demi-milliard d'enregistrements d'occurrence d'espèces mobilisées à travers le réseau international du GBIF. Ces applications créatives des données du GBIF peuvent prendre une grande variété de formes et de recherche analytique de formats nouveaux, de visualisations pertinentes sur le plan politique, des applications mobiles, des améliorations du processus de numérisation, de recherches sur la qualité de l'accès aux données, ou tout autre chose. Les évaluateurs des projets évalueront les soumissions sur des critères d'innovation, de fonctionnalité et d'applicabilité.

Dans un tel appel d'offres il est remarquable que la liste des applications envisagées des données du GBIF ne mentionne pas les tests d'hypothèses scientifiques ou l'avancée de connaissances en écologie scientifique. Les projets sont plutôt évalués à l'aune de leur innovation, leur fonctionnalité et applicabilité. Cet appel reflète bien selon nous la décontextualisation des données et la perte de leur pertinence du point de vue écologique.

Nous verrons cependant dans la section suivante que ce qui semble se présenter comme le résultat d'une contrainte technique ne correspond pas à un abandon « en cours de route » de la dimension scientifique des relevés écologiques. L'idée même d'accumulation de données de biodiversité dans les bases de données se fonde, dès le départ, sur un dispositif plus large qui ne cherche pas une accumulation de « faits » mais l'accomplissement d'un agenda techno-politique. La dimension scientifique n'a pas disparu, elle a été comprise dès le départ comme une composante spécifique de cet agenda parmi d'autres.

[12] http://gbif.challengepost.com/

En résumé, cette section a mis l'accent sur les contrastes entre les ontologies qui distinguent le relevé et la niche écologique de la donnée accumulée. Tout d'abord, les données accumulées dans les bases de données agrègent des informations tirées de programmes scientifiques très divers avec des objectifs spécifiques (par exemple, décrire la répartition des espèces, le suivi des tendances temporelles, la liste des espèces en voie de disparition, le test d'hypothèses scientifiques, l'intérêt d'observateurs pour la nature dans une localité précise). Les motivations premières pour enregistrer l'information écologique sont pourtant diluées, sinon totalement perdues, dans la poursuite de la construction d'une niche numérique globale.

Deuxièmement, cette niche numérique escamote une partie de la niche écologique. La plupart des relevés écologiques contiennent des informations plus détaillées par rapport à ce qui est requis pour le processus d'accumulation. En raison du format minimum requis pour que des données soient juxtaposables aux autres, la niche numérique peut se résumer en informations sommaires (un nom d'espèce et un pays), bien que les relevés écologiques initiaux sont souvent couplés à des informations (qualifiées de « meta-données » pour souligner leur caractère secondaire par rapport aux données principales et exploitables) bien plus riches (par exemple, les conditions d'échantillonnage, les variables environnementales, la présence d'espèces concomitantes, le comportement des individus).

Troisièmement, la différence la plus frappante entre la niche écologique et la niche numérique concerne l'irruption d'un nouveau régime d'espace-temps exogène typiquement a-écologique. Les relevés écologiques sont reliés à un espace dans lequel les espèces biologiques sont soit liées à des caractéristiques de l'environnement soit à d'autres espèces. Dans la niche numérique la plupart sinon la totalité des traces de cet environnement biophysique disparaissent derrière une délimitation nouvelle qui correspond à un espace universel abstrait. Les temporalités sont encore plus dissemblables. De nombreux relevés écologiques résultent de suivis périodiques de routine qui ont un sens car ils sont fondés sur la répétition du même protocole. Lorsque ces données sont absorbées dans la niche numérique cette continuité temporelle est brisée. La mise en données débouche sur la situation paradoxale d'enfermer les informations dans l'ontologie linnéenne traditionnelle, pré-écologique, utilisée par les « collectionneurs du passé » ainsi baptisés par Sharon Kingsland pour caractériser ceux dont les écologues cherchaient précisément à se distinguer [Kingsland, 2005].

Les études philosophiques de ce phénomène de « mise en données » en sciences de la vie ont insisté sur la rapidité avec laquelle ces grandes bases de données ont été intégrées dans les

pratiques quotidiennes de la recherche. Par exemple, la bio-informatique a généré des normes spécifiques pour assurer la circulation et la récupération des faits parmi les utilisateurs. Sabina Leonelli a ainsi montré comment la création et l'utilisation des bases de données en ligne en biologie moléculaire est le résultat d'un équilibre en tension entre la décontextualisation des spécificités et leurs re-contextualisations possibles [Leonelli, 2011]. Hallam Steven a aussi montré que la bio-informatique a modifié non seulement la portée des questions biologiques étudiées par les biologistes, mais aussi leurs pratiques et leurs carrières comprenant de nouvelles batailles pour les crédits et les postes. Les biologistes sont en effet de plus en plus appelés à justifier leurs compétences dédiées à la bio-informatique, à la collecte de données automatisée, à leur manipulation et leur interprétation [Stevens, 2013 : 43]. Enfin, Paul Edwards a également documenté de manière précise comment l'idée même de changement climatique global n'est pas séparable d'un changement dans les pratiques et les outils mobilisés. Les graphiques, les cartes, et les nouveaux types de calcul portant sur « la Terre » envisagée dans sa totalité reposent sur un effort continu pour normaliser la collecte des données globalisées [Edwards, 2010 : 251].

Au regard de ce que nous avons décrit, il semble cependant que les changements de pratiques relatives aux données de biodiversité soient légèrement différents concernant l'écologie scientifique. Bien que l'on retrouve la quête d'une « globalisation » celle-ci s'intègre plus difficilement dans le corpus des connaissances écologiques. Il existe à ce jour un hiatus manifeste entre le processus d'accumulation de données et les modifications des concepts de base de la science écologique. Plutôt qu'une modification en profondeur de l'écologie scientifique il semble plutôt que l'accumulation de données contribue à « mettre à l'échelle » des préoccupations, des entités, ou des processus jusque-là restreintes à des dimensions locales ou régionales. Par exemple, le calcul d'un indice baptisé « Planète Vivante » (Loh et al., 2005), résume, dans un seul chiffre, la tendance temporelle globale des vertébrés du monde. L'accumulation de données permet l'abstraction de l'état et du devenir des populations individuelles pour laisser place à l'image d'une « planète » vivante qui permet une telle abstraction. De même, l'étude de la dynamique des écosystèmes locaux a été étendue à l'échelle planétaire grâce à l'exploitation de données globalisées. La biosphère globale a pu dès lors être envisagée comme composante vivante d'un écosystème planétaire dont on peut, et doit, désormais selon certain auteurs « guider l'avenir biotique » [Barnosky *et al.*, 2012]. Cette tâche proprement gigantesque serait rendue possible par le surgissement de cette réalité numérique elle-même gigantesque et qui permettrait de penser le monde social et biologique

comme des ensembles univoques et unifiés : « *These are admittedly huge tasks, but are vital if the goal of science and society is to steer the biosphere towards conditions we desire, rather than those that are thrust upon us unwittingly* » [Barnosky *et al.*, 2012 : 57]. Le but de la « science et de la société » serait donc de diriger les conditions que nous désirons.

La création, l'unification et l'interopérabilité des grands ensembles de données ont ainsi contribué à l'émergence d'entités et de préoccupations écologiques mondialisés. Mais ce procédé soulève une forme de contradiction : « Relevés écologiques » et « données de biodiversité » sont ontologiquement différents. Pour que la base de données soit opérationnelle, un espace-temps défini en termes de langage informatique, remplace la niche écologique. Les formes de vie locales et hétérogènes sont les victimes sacrifiées à l'idéal grandiose de la « biodiversité mondiale dirigeable » dont il reste à préciser les contours épistémologiques.

L'un de ces contours se dessine précisément dans la promesse de la genèse d'un nouveau mode de connaissance du vivant grâce à l'accumulation de données. Au-delà du GBIF et de la question du passage du relevé à la donnée écologique, la question du rôle spécifique de la base en tant que telle mérite d'être explorée plus à fond.

Les techniques associées aux *big data* sur la biodiversité et leurs applications se développent également rapidement [Curry et Humphries, 2007], et une revue scientifique, le *Biodiversity Data journal*, a été créé en Novembre 2012[13] afin de « faire du grand avec du petit » (*make small data big*) et d'accélérer la publication, la diffusion, la fusion, et le partage de toutes les formes de données possibles sur la biodiversité. La rhétorique sur les *big data* est devenue particulièrement fervente dans le domaine des sciences de la vie. En génétique par exemple cette accumulation engendre aussi bien des gains que des pertes qui demeurent souvent masqués par la fascination pour la quantité d'informations et leur apparente neutralité [Leonelli, 2014]. Qu'en est-il pour la biodiversité et l'écologie scientifique ? L'analyse de ce phénomène permet de mieux comprendre comment les bases de données sont à leur tour érigées en outil décisionnel et structurent le couple savoir-pouvoir en matière de biodiversité.

[13] http://biodiversitydatajournal.com/

4. Des données aux *big data* : un assemblage techno-politique

En écologie, le phénomène *big data* a été accueilli comme une grande révolution promettant de rassembler « toutes les données possibles de la biodiversité » [Edwards *et al.*, 2000]. Une définition simple de l'expression « *big data* » est pourtant difficile à stabiliser car elle fait dorénavant partie du vocabulaire courant de nombreux domaines tels que l'informatique, la physique, l'économie, les mathématiques, les sciences politiques, la bioinformatique, la sociologie, la santé publique, ou l'agronomie. Il est d'emblée intéressant de noter que le terme est apparu dans la langue du commerce électronique lorsque les entreprises privées étaient à la recherche de nouvelles façons de développer et de contrôler de grandes quantités de données, principalement pour améliorer leur performance [McAfee et Brynjolfsson, 2012]. Une définition souvent reprise et pionnière des big-data provient du rapport d'une entreprise de technologie de l'information sur les nouveaux défis que représente la gestion des données rencontrés par le e-commerce. Ces défis sont résumés dans ce rapport par les trois V : Volume, Vitesse et Variété (Laney 2001). Ces trois V ont été adoptés comme un moyen de définir les big data, parfois avec l'ajout de deux autres V: Variabilité et Véracité, ainsi que la complexité.

Mais plus qu'une question purement quantitative, les big-data sont également souvent considérées comme le résultat de l'interaction entre des questions méthodologiques (la maximisation de la puissance de l'ordinateur, de la collecte, de l'analyse, et de la liaison des grands ensembles de données), des aspects sociaux (l'identification des aspects économiques, sociaux, les schémas techniques et juridiques) et un certain rapport à l'information (l'hypothèse que ces données peuvent générer de nouveaux types de connaissances exactes, précises et objectives) [Boyd et Crawford, 2012 : 663]. Par conséquent, alors qu'il n'y a pas une définition a priori des *big data* adaptée à la diversité biologique, on peut comprendre ce terme comme un outil pour gérer l'information sur la distribution des espèces biologiques dont le support est une accumulation massive de données associée à des techniques informatiques. Ainsi le GBIF est régulièrement cité comme l'exemple type de *big data* pour la biodiversité [Franklin *et al.*, 2017].

Les historiens et philosophes des sciences ont déjà pointé un certain nombre de questions spécifiques soulevées par l'introduction des *big data* en écologie. Trois champs principaux peuvent être distingués selon que les *big data* ont été pensés comme modifiant le modèle scientifique en vigueur, transformant les interactions sociales impliquées dans la collecte des données, ou en tant que pratique nouvelle de l'écologie scientifique :

Aronova et al. (2010) ont par exemple montré que l'accumulation massive et systématique des données s'inscrit dans la promotion d'un modèle de *big science* en écologie qui se met en place après la Seconde Guerre mondiale [Aronova *et al.*, 2010]. Les travaux récents de Hallam Steven sur l'histoire de la bioinformatique suggèrent que cette nouvelle forme de production de connaissances permet d'affirmer que c'est « la biologie qui s'est adaptée à l'ordinateur et non l'inverse » [Stevens, 2013 : 39]. Bruno Strasser (2012) a au contraire interrogé la nouveauté du phénomène *big data* en montrant que l'accumulation de données était déjà au centre de la production des connaissances dans les sciences de la vie depuis la Renaissance [Strasser, 2012a]. Geoffrey Bowker (2000), a fourni l'une des rares études philosophique du processus de « mise en base de données » [Bowker, 2000a]. Il a notamment souligné que lorsque l'obtention d'une base de données devient le but final, une désarticulation entre l'accumulation de données et la production de connaissances se met en place [Bowker, 2000a : 644]. Werner Callebaut (2012) a également montré que les données accumulées ne sont pas des simples faits juxtaposés privés de théorie. Les faits dont il est question sont plutôt chargés théoriquement et doivent être considérés comme la résultante d'un réseau intersubjectif qui aborde la complexité biologique à différentes échelles. En conséquence, Callebaut soutient que seul un « perspectivisme scientifique » peut fournir un cadre philosophique apte à comprendre les conséquences des *big data* pour les sciences de la vie [Callebaut, 2012]. Il n'y a pas, selon cette proposition de possibilité de voir le monde « de nulle part ». L'accumulation de données et la complexité des questions biologiques traitées doivent être comprises comme des constructions pluralistes de points de vues scientifiques qui convergent et se recoupent et non comme une description d'une réalité objective.

Les *big data* pour la biodiversité ont été également analysées en tant que vecteur de transformations sociales. Anna Lawrence (2006) affirme en ce sens que de nombreux collecteurs de données (notamment dans des projets dits de « science participative ») ne sont pas motivés par la conviction que la biodiversité est en soi un objet qui nécessite d'être étudié, mesuré, et transformé en données massives agrégées. La collecte des données est au contraire significative pour les scientifiques amateurs comme une expression de leur attachement à une localité. Or ce « sens du lieu » est précisément ce qui disparaît dans les bases de données de biodiversité en brouillant les particularités locales [Lawrence, 2006]. Ellis et al. (2007) décrivent également la vie sociale des *big data* et des logiciels de quantification de la biodiversité comme initiant une tension entre la volonté d'établir des liens solides avec les

décideurs politiques et leur exigence pratique et la dilution des relations individuelles au sein des réseaux associatifs instaurée par l'uniformisation des données [Ellis *et al.*, 2007].

Enfin, d'autres auteurs ont étudié comment les contours de la pratique de l'écologie scientifique ont été modifiés par – et ont alimenté en retour – ce phénomène big data. Les domaines de la « bioinformatique » et de l'« écoinfomatique » ont ainsi vu le jour, avec pour mission de traiter le stockage et les analyses des grandes bases de données dans les sciences de la vie. Pour William Michener et Matthew Jones, l'écoinformatique est un support à l'écologie comprise comme une science qui repose sur l'utilisation intensive de données (*data-intensive science*) [Michener et Jones, 2012]. Une nouvelle communauté de praticiens, appelés « éco-informaticiens », participe activement au dynamisme des sciences de l'environnement [Sarkar, 2009] et a développé des compétences techniques spécifiques dans le traitement et l'analyse des méga-bases de données. Or ces compétences techniques ne nécessitent pas, pour la plupart, de connaissances de la théorie écologique, des méthodes expérimentales, ou de l'expérience de terrain. Certains auteurs caractérisent ce bouleversement de « révolutionnaire » de la pratique de l'écologie devenue essentiellement une technique de statistique et de bureautique [Bisby, 2000 : 2309]. D'autres auteurs ont plutôt attiré l'attention sur le risque de multiplier des corrélations dépourvues de sens lors de l'analyse de ces bases. Le recours aux observations, aux analyses causales et aux test de prédictions formulées a priori sont selon eux plus que jamais nécessaires [Calude et Longo, 2017].

Ces analyses ont sans aucun doute contribué à clarifier la manière dont le savoir écologique est (et a toujours été) indissociable des techniques mobilisées pour relever, enregistrer et diffuser l'information décrivant les réalités qui l'occupe. Mais ce dont il est question dans l'obtention des *big data* de biodiversité ne se situe pas trivialement du côté du savoir. La promesse cumulative nécessite d'être davantage étudiée en tant que telle pour comprendre comment production de données, production ou perte de connaissances et production de pouvoir sont liées.

Nous proposons donc de nous attarder sur l'agenda proprement politique des bases de données de biodiversité que l'analyse du GBIF précédente a laissé en suspens. Il s'agit à présent de repérer les manifestations de l'accumulation de données comme *élaboration d'une technique de gouvernementalité du vivant*. Ce faisant, nous faisons l'hypothèse avancée par Michel Foucault, de l'existence d'un jeu de contrôle des hommes et des choses dont la base de données

est le dépositaire en tant qu'instrument politique, académique et véhicule de normes [Foucault, 2004b].

Cet examen nous permettra d'avancer que le concept de la biodiversité mondiale est bien un outil techno-politique en partie façonné par le GBIF et les initiatives similaires. Il s'agit dans l'accumulation systématique de données d'aligner la science de la vie avec les enjeux politiques liés à ce qu'il est devenu coutume de nommer « changements globaux » et qui correspond à l'ensemble des transformations qui affectent les écosystèmes et le climat provoquées par les activités humaines.

La section précédente a mis en évidence que la « datafication » mondiale de la biodiversité a été co-conçue par les scientifiques et les conseillers en politiques et a abouti à la promotion de l'environnement mondial comme un objet de recherche et un sujet de préoccupation. Mais il est intéressant de préciser que les dimensions proprement politiques de ces données de biodiversité ne reposent probablement pas sur le processus d'accumulation de données lui-même, ni sur l'idée de la capture de la « diversité » de la vie mais sur un mode spécifique de ce que l'on peut qualifier de *gouvernementalité de la biodiversité*.

En effet, Bruno Strasser (2012) a montré comment accumuler de grandes quantités de données a été une pratique courante dans la vie scientifique de la Renaissance [Strasser, 2012a]. Staffan Müller-Wille (2015) fait aussi remarquer que si la collecte de données sur la biodiversité correspond simplement à compter et étiqueter des unités taxonomiques en voie de disparition, ces pratiques remontent à la fin du XVIII^{e} siècle et n'ont rien de fondamentalement nouveau lorsque le support devient informatique. Les techniques de visualisation de données telles que la cartographie mondiale ne sont pas non plus récentes. Dans le projet de cartographie mondiale, la géographie a également été utilisée pour rapprocher les cultures populaires et scientifiques, qui, incidemment, ont influencé l'écologie à la fin du XIXe siècle [Güttler, 2011].

Ce qui semble sans précédent, en revanche, est la disparition des ambitions cognitives qui président au processus cumulatif de données de biodiversité dans le phénomène big data. Le modèle empirique est différent dans la mesure ou le fait biologique s'efface derrière la donnée et en ce que les motivations de la collecte elles-mêmes ne sont pas formalisées en termes de gain de connaissance mais plutôt comme prouesse technique. Les connaissances produites par les données de biodiversité sont censées émerger a posteriori ou se manifester sur le long terme. La justification immédiate est davantage portée par des arguments pratiques. C'est le primat de ce rapport à l'action qu'il faut préciser.

Une première piste consiste à supposer que l'accumulation des données est un prérequis à l'action selon l'adage qui consiste à penser que pour agir il faut connaître et que pour connaître il faut pouvoir mesurer. A ce titre, Jacob Hamblin (2013) a fait valoir que la recherche d'une quantification systématique de la biodiversité est apparue en tant que telle à la suite de la Seconde Guerre mondiale comme résultat des impératifs stratégiques et des objectifs militaires. En résonnance avec les efforts déployés par la Rand Corporation pour anticiper l'évolution des régimes politiques et des guerres futures [Andersson et Rindzevičiūtė, 2012], des initiatives ont été lancées pour anticiper l'évolution de la biodiversité. Des enquêtes mondiales étaient destinées à surveiller à la fois les distributions spatiales et temporelles des plantes et des animaux. L'objectif était de faciliter les choix rationnels d'action sur la base des preuves et des mesures quantitatives. La biodiversité est dès lors conçue comme pouvant et devant être contrôlée et devient de fait un objet de gouvernance.

L'analyse de l'intégration progressive des projets de bases de données mondiales sur la biodiversité dans un agenda politique international va aussi dans ce sens. La création du Forum Mégascience (1 Juin 1992) a coïncidé avec la Conférence des Nations Unies sur l'Environnement et le Développement (CNUED), également connu sous le nom de sommet de Rio (3 Juin 1992). Rio a été le troisième "Sommet de la Terre", après les Conférence de Stockholm (1972) et de Nairobi (1982) organisées par les Nations Unies. La Conférence de Rio a sensibilisé le public sur la crise de la diversité biologique et a exhorté l'action politique à stopper son déclin rapide. Écrivains et scientifiques charismatiques, comme Edward O. Wilson, ont apporté une contribution significative au renforcement du lien entre la science et la politique à travers la promotion du concept de crise [Wilson, 1985] et de « biodiversité » [Wilson, 1988].

Or comme nous l'avons vu dans l'introduction, l'expression « biodiversité » (créé à partir de la contraction de « diversité biologique ») est une expression elle-même inventée au cours d'une conférence scientifique tenue à Washington qui, selon Dan Janzen, un scientifique présent à cette conférence, s'est vite transformée en un événement politique destiné à mettre la question environnementale à l'agenda politique aux États-Unis [Takacs, 1996 : 37][14].

A ce stade, il était déjà prévu que les données biologiques joueraient un rôle stratégique important. La quantification était même l'une des priorités mentionnées dans la conclusion de la conférence de Washington : « *We need to place high priority on facilitating access to the*

[14] Voir à cet égard la partie de l'introduction spécifiquement dédiée à l'analyse de ce tournant historique concernant l'émergence de la « crise de la biodiversité » comme phénomène scientifique et politique (p. 27-36)

world's conservation data bases stored on magnetic, compact disk/read-only Memory (CD-ROM), or laser disk media. Thought must now be given to management of the transfer, loan or sale of these data bases » [Wilson, 1988 : 293].

Certaines techniques, plus que des individus, ont, en tant que telles servi d'instruments politiques. Parallèlement à ce que l'ordinateur et le CD-ROM autorisent en matière de stockage, partage et diffusion des données, un ensemble de pratiques tournant autour de la vision de la machine et de la pensée du système émerge également dans les années 1980 et participe à créer les conditions de possibilités de l'idée d'environnement mondial. Ce recours à l'image globale et aux techniques associées a forgé ce que Fernando Elichirigoity a décrit comme un nouveau « régime d'ocularité » structurée par l'imagerie satellite et la numérisation ainsi que l'interprétation numérique, la modélisation et la simulation. Le résultat de ces multiples représentations de l'environnement mondial est la possibilité de concevoir la description et la gestion de la biodiversité mondiale comme un objectif réalisable et urgent.

Au moment de la Conférence de Rio de 1992, cependant, la biodiversité n'avait pas de support empirique attesté par des « données réelles ». Nous avons au contraire montré au début de ce chapitre que la biodiversité se donne d'abord à penser comme « une nature sans quantité ». Les premières alertes sur la crise de la biodiversité émises à cette même époque étaient fondées sur des estimations approximatives de l'extinction des espèces et des taux de déforestation. L'articulation entre le besoin de récolte de données et l'agenda politique de globalisation et d'internationalisation des questions environnementales restait donc à établir.

Comme Paul Edwards l'a fait valoir en ce qui concerne le changement climatique, les données du climat global ne sont pas globales mais le deviennent. Non pas à la suite de l'agrégation, de proche en proche, de données locales suffisamment nombreuses mais à la suite d'une démarche orientée par une idée de global déjà admise. Ce qui rend les données globales, à savoir la construction d'ensembles de données sur la Terre, complètes, cohérentes, est le résultat d'un projet top-down où l'idée de « global » dicte une récolte de données particulières, qui demeure inexistante sans cette idée [Edwards, 2010 : 281].

Il nous semble pertinent de concevoir que la constitution d'une biodiversité mondiale et sa représentation quantitative ait eu une trajectoire similaire. Un nouveau régime d'ocularité permet et oriente l'agrégation des données de biodiversité et la construction d'indicateurs. L'idée d'environnement global précède et oriente l'existence des données auxquelles les données de biodiversité vont pouvoir se référer.

Pourtant si ce modèle semble clarifier la manière dont le changement climatique global émerge comme enjeu et comme réalité mesurable, les données nécessaires pour penser de manière unifiée la diversité biologique mondiale sont beaucoup plus difficiles à définir. Aucun paramètre unique (par exemple la température ou les précipitations) ne pouvait incarner la diversité biologique mondiale dans les années 1980, et la perspective technique telle que le recours aux satellites pour les phénomènes abiotiques restait à inventer.

Dans le cas de la biodiversité c'est davantage le processus de mise en base de données lui-même qui va jouer ce rôle. La mise en base de données fonctionne comme un opérateur de construction d'une nouvelle réalité. La diversité biologique a dû être soigneusement triée, organisée et normalisée avant que des conclusions relatives à l'action puissent être tirées. La définition d'un bon modèle de données était une condition préalable à la bonne gouvernance des questions environnementales mondiales. Or les contours de ce modèle sont le résultat d'une suite de négociations politiques qui se sont notamment déployées au cours des différentes Conférences des Parties sur la Convention sur la Diversité Biologique.

La Conférence de Rio a défini les conditions d'optimisation de la coordination de l'accumulation de données sur l'environnement et le développement de l'informatique de la biodiversité. Une Convention sur la diversité biologique (CDB) a été signée par 192 États. La convention a appelé les Parties à surveiller les composantes de la diversité biologique par le biais de l'échantillonnage et d'autres techniques d'inventaires, et à maintenir et organiser les données issues de ces techniques. Ce faisant, la diversité biologique a été découpée en plusieurs questions avec un accent particulier sur celles ayant une « importance sociale, scientifique et économique » (article 7). La diversité biologique, en tant que concept, a donc été soigneusement organisée en sous-catégories spécifiques et discrètes qui ont facilité la surveillance environnementale à l'échelle mondiale. Décomposer le monde naturel en plusieurs « composantes de la biodiversité» (tels que les écosystèmes et les habitats, les espèces et les communautés, les gènes) était un premier pas nécessaire pour homogénéiser des bases de données hétérogènes selon un format standard afin d'être en mesure de partager à la fois l'infrastructure et les données. En tant qu'outil pour la conception d'une stratégie d'action, les données de la biodiversité accumulées devaient être traitées comme une collection d'unités discrètes, transparentes, quantifiable et mesurable. Ce fut une condition essentielle pour un contrôle centralisé et coordonné.

La transformation des données environnementales dans cette infrastructure peut être précisément documentée à travers les Conférences annuelles des Parties (COP) qui sont responsables de la mise en œuvre du programme de la Convention de Rio. Les archives de ces réunions annuelles[15] permettent de reconstruire le processus de collecte des données sur la biodiversité par le jeu des modèles, des pratiques, des connaissances et des personnes.

L'une des manifestations concrètes d'un tel régime de production de connaissances est la création d'« indicateurs » spécifiques ayant vocation à être utilisés pour faire des interventions rationnelles sur la biodiversité mondiale. La définition d'un ensemble d'« indicateurs » du changement environnemental global existait déjà à l'ordre du jour à la conférence de Stockholm en 1972 (recommandations 4 et 29 du chapitre 10 du texte de la conférence). Néanmoins, de nouveaux indicateurs de natures différentes sont proposés. Ceux-ci acquièrent le statut d'indicateurs de politique pertinents pour l'état et la dynamique de la biodiversité. Ces indicateurs ont été très vite adoptés par des scientifiques, des ONG et des associations civiques.

Or l'indicateur peut se voir comme un instrument de gouvernementalité. En s'intéressant à la politique des outils du savoir, Alain Desrosières insiste à ce titre sur la nécessité de distinguer la « mesure » de la « quantification » et le rôle spécifique de l'« indicateur » comme instrument politique.

> L'idée de *mesure*, inspirée des sciences de la nature, suppose implicitement que quelque chose de bien réel, déjà existant, analogue à la hauteur du Mont Blanc, peut être « mesuré », selon une métrologie réaliste. En revanche, le verbe *quantifier* implique une traduction, c'est-à-dire une action de transformation, résultant d'une série d'inscriptions, de codages et de calculs, et conduisant à une mise en nombre. Celle-ci contribue à exprimer et faire exister sous une forme numérique, par mise en œuvre de procédures conventionnelles, quelque chose qui était auparavant exprimé seulement *par des mots et non par des nombres*. Pour refléter cette distinction entre la chose et son expression numérique, on parle souvent d'*indicateur*. [Desrosières, 2004]

L'indicateur est donc l'invention d'un pont entre ce qui est mesurable sur le terrain et ce qui est quantifié. Il ne se limite pas à une question technique mais fait l'objet de choix et de négociations. En matière de biodiversité, nous avons déjà proposé de voir la mise en donnée comme un processus actif impliquant des ajustements ontologiques. Les contraintes technologiques imposées par le processus d'accumulation de données ont favorisé ce que Turnhout et al. (2014) ont appelé la "measurementality" dans la gouvernance de la biodiversité

[15] disponibles à sur internet : http://www.iisd.ca/

[Turnhout *et al.*, 2014]. La mise en place d'indicateurs est, à son tour, l'étape active de politisation de cette mesure. Un examen de leur genèse permet de mieux cerner ce processus.

La septième Conférence des Parties propose par exemple une liste d'indicateurs de biodiversité à surveiller afin d'évaluer si les Parties ont réussi à réduire la perte de biodiversité. Certains des indicateurs proviennent de données recueillies auprès de nombreuses sources différentes, telles que l'Indice Planète Vivante [Loh *et al.*, 2005], tandis que d'autres proviennent d'indicateurs existants avec une forte valence politique (par exemple, l'indice Liste rouge, qui résume les changements dans l'état de conservation observés par les « listes rouges » traditionnelles d'espèces menacées).

Un cadre plus général, proposé par l'OCDE et connu comme le modèle « Pression État Réponse » [OECD, 2003 : 21] comprend des indicateurs de la diversité biologique qui ont pris la forme d'une boucle d'action et de rétroaction. Le point de départ est l'activité humaine (*Pressure*) qui exerce une pression sur l'environnement, affectant sa qualité et la quantité des ressources naturelles (*State*), laquelle à son tour incite des réponses sociales à ces changements par le biais de politiques environnementales, économiques et sectorielles (*Response*). Les données et les indicateurs de la biodiversité sont donc intégrés dans un modèle stratégique de résolution de problèmes, impliquant un réseau hétérogène d'acteurs de la CBD. Un article publié dans la revue *Science* co-signé par 28 auteurs regroupant des scientifiques, des membres du PNUE et des ONG instaure le modèle. Il est l'occasion d'un appel à l'intensification de la vaste collecte de données de biodiversité, leur classification et leur intégration dans des bases homogènes. Les indicateurs de biodiversité y sont conçus à l'image des indicateurs économiques, et un consensus semble émerger quant à la possibilité de traduire les données et les indicateurs de grandes bases de données de façons utiles pour les décideurs [Balmford *et al.*, 2005 : 212].

Au moment où le modèle Pression-État-Réponse (PER) proposé par l'OCDE fut adopté par les scientifiques impliqués dans le développement de ces indicateurs [Butchart *et al.*, 2010], il a été convenu que ceux-ci seraient utilisés pour informer les « leaders mondiaux » dans le but d'atteindre l'objectif de réduire le taux de perte de biodiversité. Ces indicateurs furent, à leur tour, interprétés comme témoins de bonne santé du « développement » mondial.

On voit donc que la normalisation et la coordination de l'accumulation systématique des données de biodiversité vont bien au-delà de la question technique de l'adaptation aux contraintes de stockage informatique. Le concept de « biodiversité mondiale » a émergé d'une

interaction entre des aspects techniques et des ambitions politiques de la gouvernance de l'environnement mondial. Cependant, si la définition d'indicateurs et l'adoption du modèle PER s'apparente en première lecture à l'exercice d'un pouvoir centralisé, notre analyse montre qu'il ne s'agit pas d'une initiative réservée à quelques conseillers politiques. La liste des indicateurs de biodiversité qui sont négociés en témoigne. Ceux-ci regroupent des phénomènes et des réalités aussi différentes que : la surface de forêt, le dépôt de nitrates, le dépôt sédimentaire dans les rivières, l'utilisation de la biodiversité pharmaceutique, le statut et les tendances de la diversité linguistique, l'aide financière allouée aux aires protégées ou le soutien à la Convention sur la Diversité Biologique elle-même. Au total ce sont 18 indicateurs de natures extrêmement différentes qui sont discutés. La gouvernementalité dont il est question résulte elle-même d'un dispositif hétérogène dans lequel enjeux scientifiques, politiques, sociaux et techniques s'entremêlent.

La construction d'indicateurs est donc en résonance avec les préoccupations de différents milieux (les pêcheries, les défenseurs de la diversité culturelle, les utilisateurs de la diversité biologique à des fins commerciales ou touristiques...) et différentes convictions. Il semble plus juste de voir dans ce processus la mise en place d'une « stratégie sans stratège », tel que décrit par Michel Foucault dans son analyse du pouvoir [Devictor, 2018]. La négociation dont il est question mobilise tout le dispositif de savoir-pouvoir qui se construit en réponse aux enjeux écologiques et non l'exercice d'un pouvoir central.

Selon Foucault, lors de conjonctures historiques spécifiques, la combinaison de pratiques, de connaissances et d'institutions conduit à l'émergence d'une « stratégie » cohérente devant la résolution d'un problème nouveau. Ces stratégies ne sont pas dues à un agent social individuel unique, mais plutôt développées sans qu'un « stratège » unique et centralisé soit indentifiable. La stratégie prend la forme d'un « dispositif » dont la définition déjà évoquée en introduction correspond assez fidèlement à l'assemblage technoscientifique qui se déploie autour de l'accumulation de données et la définition d'indicateurs :

> un ensemble résolument hétérogène, comportant des discours, des institutions, des aménagements architecturaux, des décisions réglementaires, de lois, des mesures administrative, des énoncé scientifiques, des propositions philosophiques, morales, philanthropiques, bref : du dit, aussi bien que du non-dit, voilà les éléments du dispositif. Le dispositif lui-même, c'est le réseau qu'on peut établir entre ces éléments. [Foucault, 1977 : 299]

La biodiversité mise en base de données correspond selon nous à la matérialisation d'un tel dispositif ; une version virtuelle du célèbre panoptique de Foucault. Le modèle de biopolitique

qu'une telle approche du vivant semble instaurer est celui d'un instrument capable de tout voir, tout mesurer, dans l'objectif (non clairement affiché) de tout contrôler. Bien que les grandes bases de données n'englobent évidemment pas toutes les espèces - comme nous l'avons souligné plus haut - il est clair que l'ambition est de fournir une vision globale, autrement dit « une vue de nulle part ». En ce qui concerne la biodiversité, l'observateur s'externalise à la planète à la suite de ce nouveau régime d'ocularité qui combine sensibilité à la menace et technologies d'observation. La prise de conscience que nous sommes responsables d'une crise de la biodiversité conduit à la construction d'un point de vue situé nulle part en particulier pour embrasser ce qu'il reste à contrôler de manière détachée. Les données fournissent un substitut du levier d'Archimède pour déplacer le monde, comme les chimistes du XIX^{e} siècle - Louis Pasteur en particulier – ont utilisé le laboratoire comme un point stratégique d'appui, de reconnaissance et de légitimité [Bensaude-Vincent et Stengers, 1997 : 99]. Les chimistes ou les physiciens ne se contentent plus d'un petit cabinet d'expériences mais s'organisent autour de laboratoires qui « font écoles » et qui correspondent à un ensemble institutionnel, théorique, matériel, social et technique. L'invention de la biodiversité mondiale et son support quantitatif peut, nous semble-t-il, se comprendre comme un point d'appui de ce type concernant la prise en charge de la crise de la biodiversité.

Ce dispositif n'a pas que des prétentions descriptives. Il fonctionne d'abord et avant tout comme un appareil d'alerte efficace. Car à son tour, l'assemblage hétérogène d'indicateurs crée de multiples connexions entre acteurs : les données scientifiques liées à différentes espèces, des niveaux écologiques, des institutions, des scientifiques, les médias et les décideurs politiques. Il est également un outil pédagogique. Une fois que l'accumulation de données a commencé, des propositions ont été formulées par les scientifiques, les institutions, les gouvernements et les ONG pour redéfinir les enjeux environnementaux et remettre en cause la validité des méthodes et des instruments politiques en vigueur. Un cadre juridique se met également en place et un mouvement social se mobilise pour promouvoir certains intérêts et les valeurs humaines associées à la crise de la biodiversité. Autrement dit, si une forme de réalisme écologique semble perdue à l'issue de l'ajustement ontologique entre le relevé écologique et la donnée de biodiversité, une forme de propriété politique spécifique semble émerger de ce dispositif. La biodiversité ainsi construite permet sans aucun doute de « penser globalement » les questions écologiques. La dimension quantitative de ce procédé fournit des symboles, destinés à garantir la confiance du public dans les chiffres et la description des phénomènes

globaux. Les grandes bases de données acquièrent de fait le statut d'outil de surveillance mondial de l'état de l'environnement.

Cette institutionnalisation du processus a également contribué à conférer un nouveau sens social et politique à ces données. Les questions de biodiversité ont par exemple été endossées par un Groupe d'experts intergouvernemental spécifique à l'image du Groupe d'Experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat (le GIEC). Il s'agit, pour la biodiversité de la Plateforme Intergouvernementale scientifique et Politique sur la Biodiversité et les Services Écosystémiques (IPBES). Pour l'IPBES, l'objectif est de fonder une infrastructure de la biodiversité mondiale capable d'évaluer, la collecte et la synthèse des connaissances sur les tendances de la biodiversité, dont beaucoup seront dérivées de la mise en données que nous avons décrits dans ce chapitre.

La biodiversité telle qu'elle est « capturée » par ces indicateurs accroit cependant seulement la visibilité d'une *certaine* approche des enjeux écologiques et politiques. Les institutions telles que l'IPBES reproduisent la circularité dans la roue de la mise en données qui articule savoir et pouvoir. En analysant l'IPBES Turnhout et ses collègues décrit cette articulation comme un imaginaire politique issu des contraintes réciproques entre un savoir sur l'environnement global et la gouvernance de cet environnement : « *Knowledge and power embrace tightly as globalized knowledge conditions the political imaginary of global environmental governance and vice versa: how one knows constrains how one governs and how one governs shapes what one needs to know* » [Turnhout *et al.*, 2016].

On peut dès lors se demander ce que la stratégie, même sans stratège, retient et ne retient pas dans les bases de données. La biodiversité comprise par l'IPBES est, comme nous le verrons plus loin, étroitement liée à la notion de services écosystémiques et reflète en cela l'adoption d'une gouvernance environnementale néolibérale plus qu'un instrument de mesure de l'état du monde biologique ou que de connaissances écologiques (Turnhout et al. 2014). L'émergence de la « surveillance environnementale » peut aussi avoir des conséquences inattendues de disparition du pouvoir décisionnel à l'échelle locale. Comme Aronova (2015) le souligne, un programme de surveillance mondiale intergouvernementale peut non seulement motiver la collecte de données par des bénévoles, mais aussi peut légitimer un manque d'actions politiques pour protéger les écosystèmes locaux sous couvert de leur caractère anecdotique en regard des phénomènes globaux [Aronova, 2015].

La mise en données est étroitement liée à la litanie du développement durable qui cherche moins à comprendre qu'à rendre compatible développement et enjeux environnementaux. A cet égard, les données GBIF ont déjà été utilisées pour analyser les avantages économiques que les écosystèmes pourraient apporter aux sociétés, et incitent à adopter le prisme anthropocentrique et utilitaire des problèmes et des solutions écologiques [Schulp *et al.*, 2014]. Notre capacité à comprendre et à protéger la multiplicité et la complexité des objets biologiques, en évolution et en interaction fait défaut dans un tel projet.

Le risque est que cet agenda fige les problèmes environnementaux dans un « vortex de l'inaction » au lieu de garantir ou du moins favoriser une meilleure protection de la biodiversité. Il est dès lors intéressant de revenir en conclusion sur ce qui échappe, précisément, à la quantification de la biodiversité, tant sur le plan scientifique que politique. Si la première prise en charge de la biodiversité par le régime technoscientifique correspond à ce que nous avons qualifié de « prise en compte », celle-ci génère ses propres « laissés pour compte ».

5. Les « laissés pour compte » de la biodiversité mondiale

Ce chapitre a mis l'accent sur l'interaction entre les dimensions ontologiques et politiques des grands projets de quantification de la biodiversité. En résumé, cette enquête sur le processus de « mise en données » montre plusieurs choses :

Premièrement, nous avons tenté de disséquer le processus de conversion des « relevés » en « données ». Cette conversion est un processus actif qui a un impact fort sur l'épistémè de la science écologique. Les priorités de recherche passent de la connaissance du « milieu d'interaction » à l'accumulation d'informations isolées puis agrégées dans l'espace-temps exogène de la diversité mondiale. Dans ce processus, la science écologique adopte les contours d'une technoscience visant à produire des données compatibles avec un outil technique et destinées à des fins politiques.

Deuxièmement, les contours de ce régime technoscientifique ne correspondent pas à une simple « contamination » de l'écologie comprise comme une « science pure » par des politiciens. Cette analyse révèle plutôt que la biodiversité mondiale a été co-construite par les scientifiques et les conseillers en politique par le biais de projets internationaux (tels que le GBIF). Les grandes

bases de données sont le produit d'un assemblage techno-politique dans lequel science et politique peuvent-être distinguées mais ne sont jamais séparées.

Troisièmement, ce régime débouche sur une contradiction. Certes, une valeur importante de l'accumulation de données consiste à objectiver le concept de la biodiversité mondiale avec des données quantitatives. La quantification du problème écologique a été extrêmement efficace pour convaincre le public que la biosphère est en danger au même titre que le changement climatique est devenu une réalité admise en partie grâce aux chiffres. La notion abstraite de biodiversité mondiale se charge d'une aura de scientificité et fournit par ce biais un outil puissant aux lanceurs d'alertes. Mais cette stratégie de problématisation qui demeure « sans stratège » est aussi sans pouvoir décisionnel tangible. En dépit de la promesse d'une meilleure prise de décision fondée sur la surveillance de la biodiversité mondiale, l'objectif politique de mettre fin au déclin de la biodiversité d'ici 2010 n'a pas été respecté et a été reporté à 2020 [Butchart *et al.*, 2010]. Le processus de quantification semble se suffire à lui-même et produire un panoptique contemplatif basé sur un espace-temps abstrait, incompatible avec l'action.

Tentons d'approfondir ce paradoxe apparent. Un examen plus fin de ce qui est « mis à l'écart » de la « mise en données » permet sans doute de mieux le comprendre. La prise en compte de la biodiversité mondiale produit des laissés pour compte sur lesquels il faut se pencher. Pour reprendre les trois mouvements distingués dans l'analyse de la mise en données, cherchons les formes de « résistances » à la quantification tant sur le plan ontologique (quelles caractéristiques fondamentales de la biodiversité échappent à la quantification ?), épistémologique (quelles pratiques de l'écologie scientifique restent à l'écart de ce processus de quantification ?) que politique (qu'est-ce qui manque fondamentalement à la quantification de la biodiversité pour entraîner des décisions politiques fortes et contraignantes ?).

Sur le plan ontologique, l'ouverture d'une base de données infinie a pour effet de vider l'accumulation d'information de sa substance et d'écarter mécaniquement toute une partie de la biodiversité. Un grand nombre de spécimens stockés dans les collections des musées du monde entier attendent leur traitement et n'ont pas encore été et ne seront probablement jamais pris en compte. De nombreux relevés publiés par la littérature écologique de manière disparate ne s'agrègent pas facilement a posteriori dans des bases. L'espace et le temps « exogènes » ne permettent en définitive pas d'encadrer la diversité du vivant déjà répertoriée et manipulée par les écologues. Bowker conclut en ce sens que malgré leur abondance et leur prétention

systématique, les *big data* de biodiversité ne couvrent en réalité qu'une « fine tranche des espèces et des milieux » [Bowker, 2000a : 645].

Au-delà de cette omission d'inclusion, le projet d'accumulation de données et de description de la biodiversité reste fondamentalement linnéen. Les bases de données et les indicateurs de biodiversité sont ancrés dans l'épistémè classique de l'inventaire. On retrouve dans le GBIF l'idée de suivi de la biodiversité mondiale par des indicateurs la recherche d'une systématique universelle. La définition d'Haeckel de l'écologie qui vise les conditions d'existence biotiques et abiotiques des individus paraît inutile à ce projet[16]. La vision écologique et ses spécificités sont de fait exclues de la mise en données. D'une part en cassant toute forme de relation entre les organismes et leur environnement mais peut-être surtout en renonçant à penser les « conditions d'existence » des organismes. Celles-ci, pour Haeckel, font directement référence à la découverte de Darwin qu'il s'agit de mettre en application. Or la dimension évolutive du projet cumulatif ne se laisse pas quantifier simplement. Sur ce point, François Sarrazin et Jane Lecomte ont souligné récemment cette absence dans les projets de quantifications et des diagnostics de la crise de la biodiversité à l'agenda des institutions comme l'IPBES. Le biais utilitaire de ces projets semble exclure de fait une perspective évolutive dont les effets à court et long termes demeurent inconnus : « *the International governmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services mostly addresses the utilitarian management of biodiversity from local to global scales. However, besides urgent diagnosis and actions, processes that occur over evolutionary time scales are equally important for biodiversity conservation* » [Sarrazin et Lecomte, 2016].

Or s'il y a crise de la biodiversité au même titre qu'il y a eu par le passé des crises géologiques, les conséquences évolutives de ce bouleversement devraient être centrales. Pourtant, alors que cette perspective évolutive semblait essentielle lors de l'émergence de la biologie de la conservation dans les années 1980 (comme en témoigne le titre de l'un des premiers ouvrages dédié à la question de la conservation de la diversité biologique : « *Conservation Biology : An Evolutionary-Ecological Perspective* » [Soulé et Wicox, 1980], toute perspective évolutive est écartée de cette biodiversité mondiale. Ce qui échappe donc fondamentalement est la nature éco-évolutive de la biodiversité et son espace-temps endogène. Cela tient à des raisons techniques mais aussi au fait que le projet cumulatif est enfermé dans une perspective utilitaire.

[16] Rappelons ici la définition donnée par Haeckel de l'écologie: « By ecology, we mean the whole science of the relations of the organism to the environment including, in the broad sense, all the "conditions of existence". These are partly organic, partly inorganic in nature » [Egerton, 2013 : 226].

En somme, une grande part de « l'inutile » pourtant central à la dynamique de la biodiversité échappe à sa quantification.

Sur la question des pratiques et des connaissances en écologie, seule une mince frange de l'écologie scientifique et de la biologie de la conservation est concernée par cette quantification. Les laissés pour compte de la biodiversité correspondent donc aux nombreux champs de l'écologie scientifique et de la conservation qui n'ont pas recours à l'analyse de données massives. On observe une sorte de hiatus entre les transformations scientifiques annoncées et ce qui s'observe en pratique. Rob Kitchin souligne à cet égard que les *big data* ont provoqué des discours porteurs de deux nouvelles épistémologies. L'une correspondant à un nouvel empirisme selon lequel les données « parlent d'elles-mêmes » sans qu'un recours à la théorie soit nécessaire. L'autre comme modification des catégories en place en tant que nouveaux rapports à l'induction et à la déduction dans la méthode scientifique devenue « *data-driven* » :

> *At present, whilst it is clear that Big Data is a disruptive innovation, presenting the possibility of a new approach to science, the form of this approach is not set, with two potential paths proposed that have divergent epistemologies – empiricism, wherein the data can speak for themselves free of theory, and data-driven science that radically modifies the existing scientific method by blending aspects of abduction, induction and deduction.* [Kitchin, 2014 : 10]

Ces deux épistémologies ont-elles modifié en profondeur les pratiques de l'écologie scientifique ? Une première réponse est donnée par notre analyse de ce que nous avons appelé la « mise en données ». Nous avons proposé de voir dans la structure des bases de données le condensé d'hypothèses fortes. Le modèle *big data* appliqué à la biodiversité n'est pas tant un nouvel empirisme privé de théorie que le contraire : une théorie implicite (sur l'organisation spatiale et l'agrégation du vivant) sans réel contenu empirique (l'espace-temps endogène du relevé est précisément ce qui fait défaut dans les bases de données massives).

Nous avons déjà mentionné l'antériorité de la production de données abondantes et des projets d'accumulation de spécimens ou le recours à la classification depuis la Renaissance [Strasser, 2012a, 2012b]. Cette pratique, bien qu'ancienne, s'inscrit pourtant dans un moment particulier de l'écologie et pourrait prendre la forme d'une « innovation disruptive » susceptible de bouleverser les méthodes existantes. Dans une étude historique des fondements épistémologiques des pratique de l'écologie, Robert Kohler souligne que la singularité de cette discipline réside dans ce qu'il nomme une « pratique du lieu » (*practice of place*) qui a comme conséquence de rendre compatible la rigueur du laboratoire avec la pratique de terrain [Kohler, 2002]. La scientificité de l'écologie, d'après Kohler, s'est constituée progressivement en

inventant cet équilibre méthodologique. En important l'instrumentation et l'expérimentation sur le terrain, l'écologie a pu se démarquer de la science naturelle descriptive tout en affirmant la nécessité d'étudier les organismes dans leurs milieux avec des méthodes quantitatives en quête de causalité. Or le « lieu » incarne ce que Kohler nomme l'exercice de cette « pratique frontière » entre laboratoire et terrain (*lab-field border zone*). Ce lieu est, selon Kohler, le pivot de ce qui permet à la scientificité de l'écologie de s'instaurer :

> *Places are to the field what experimental setups are to laboratories. Recognizing the places where observation and comparison can reveal how nature works, and learning to read the spatial evidence of these processes are the critical skills of modern field practice, just as inventing the right experimental tools is the crucial skill of laboratory work* [Kohler, 2002 : 212]

Cette pratique du lieu n'est pas séparable, selon Kohler, d'une attention à l'historicité des phénomènes biologiques : « *to understand the causes of biotic communities and species one must usually know something of their histories and of the places where their histories unfolded, if only to distinguish historical contingencies from causes still operating in the present* » [Kohler, 2002 : 213]. La reconstruction historique n'est pas l'objectif. Il s'agit davantage d'inventer les conditions de possibilité de la compréhension des phénomènes écologiques et d'une pratique correspondante, qui se veut aussi convaincante que l'expérimentation : « *the practices that use histories of places for causal analysis, as if in experiments* ». Kohler montre que l'écologie scientifique s'est de fait construite progressivement en interprétant les lieux comme autant « d'occasions expérimentales ». En adoptant cette pratique de la vision panoramique l'écologue se place en expérimentateur de la nature :

> *This visual practice was as important for the first ecologists as the ability to conceptualize deep time was for geologists and paleontologists. It differentiated the new ecology, with its focus on development and causes, from both descriptive botany and historical geography. Ecologists see places not just as they are or once were, but as they come to be. It is not like a trip in a time machine, where time trippers squeeze into a black box and are whisked back to some time in the past. Ecologists experiment in their imaginations the flow of time and change, reconstructing or reviewing the processes of succession. This act of envisioning places moving through time helped make the theory of succession thinkable and plausible, as the ability to imagine deep time made the theories of Lyell and Darwin thinkable. A panoramic vision made it possible to imagine nature as experimenter and encouraged efforts to extract the principles of those experiments from imperfect records.* [Kohler, 2002 : 239]

Nous retrouvons ici l'idée selon laquelle l'écologue cherche à retracer un espace-temps endogène aux phénomènes biologiques qu'il étudie. Spécificité que nous avions déjà soulignée en suivant l'historienne Sharon Kingsland qui retrace la naissance de l'écologie comme nouvelle discipline scientifique. Mais Kohler ajoute par ailleurs que l'évolution de l'écologie a

confirmé l'importance de cette pratique en lui conférant un sens quantitatif par le biais de l'étude de la dynamique des populations et des gradients environnementaux (popularisée notamment par Robert H. Whittaker). L'invention de cette lecture panoramique localisée et historicisée est selon Kohler ce qui caractérise la pratique de l'écologie moderne car elle ne se limite plus à l'emprunt des techniques de laboratoires appliquées au terrain. L'écologie se pense désormais comme une mosaïque de pratiques qui combinent des éléments de laboratoire et de terrain de façon originale. Une sorte de connivence relie les cultures de laboratoire et de terrain permettant aux écologues de naviguer entre plusieurs approches et de les hybrider. L'écologie odumienne, par exemple, peut se comprendre comme une approche laborantine de l'écosystème, réduit à un individu métabolique comme les biochimistes envisagent l'organisme animal au laboratoire. Certes, précise Kohler, des tensions existent encore entre les cultures de laboratoire et de terrain mais les écologues n'ont plus de difficultés à affirmer leur scientificité depuis que cet équilibre entre terrain et laboratoire s'est installé dans leurs pratiques : « *Field biologists no longer assume that careers begin in the field and end up in the lab, or that observations is merely a preliminary to experiment* » [Kohler, 2002 : 307].

Or l'avalanche des données biologiques boulverse le champ. La quantification de la biodiversité mondiale n'appartient ni aux pratiques de terrain ni aux pratiques de laboratoires car elle relève de la culture informatique et statistique. Ce nouveau champ, s'il est à l'origine de nouveaux programmes de recherches, de nouvelles carrières, de nouveaux journaux scientifiques, ne saurait remettre en cause ce que les cultures de terrain et de laboratoire permettent de distinguer, selon Kohler, à savoir le naturel et l'artificiel :

> *The line between nature and artifice can be blurred but not erased. Natural places cannot be made so lablike that they become unnatural ; laboratories cannot be made so natural that they lose the artifices that gives them power. So, too, with field and laboratory practices. Push quantification or modelling too hard and they become meaningless ; take experiments too far afield and they are discredited. Differences between lab and field are a major source of creative innovation.* [Kohler, 2002 : 308]

Certes, l'écoinformatique et le traitement statistique des données de biodiversité constituent des pratiques nouvelles adaptées à l'augmentation du volume et de la disponibilité des données. Mais ce que l'écoinformatique, étrangère aux cultures de terrain comme de laboratoire, permet de mieux comprendre sur les processus écologiques reste à établir. La part de naturel dans ces données est difficile à caractériser.

Au fond, ce qui se présente comme une épistémologie nouvelle, une « innovation disruptive », ne semble ni véritablement innovant, ni véritablement disruptif. Le modèle adopté s'ancre dans

une approche fondamentalement linnéenne et s'adapte plus à ce qui est en place en génétique (modèle qui, nous l'avons montré, est posé explicitement comme agenda à la création du GBIF) qu'à la spécificité des phénomènes écologiques. Le caractère disruptif des *big data* est peut être plus un effet de discours qu'une révolution dans les pratiques.

En somme, non seulement l'espace-temps de l'objet quantifié est exogène à l'objet étudié mais la pratique elle-même semble exogène à l'écologie scientifique. Il semble dès lors plus modeste et réaliste d'admettre avec Rob Kitchin, que, sans condamner les *big data* par avance ni minorer l'importance des résultats issus de l'analyse de ces données, il est nécessaire de procéder à une analyse épistémologique et réflexive de ce que ce phénomène implique.

Ce qui semble être un rendez-vous manqué entre la quantification de la biodiversité mondiale et l'ontologie des phénomènes écologique ou l'épistémologie des pratiques de l'écologie scientifique mériterait d'être davantage exploré[17]. Mais cette voie semble moins intéressante pour identifier « des laissés pour compte de la prise en compte » de la biodiversité que de s'attarder sur la question politique. Nous avons en effet insisté sur l'importance de la dimension politique de la quantification de la biodiversité. Or une ambiguïté demeure à l'issue de ce chapitre concernant cette dimension. Si la recherche de quantification de la biodiversité mondiale a bien une portée scientifique en quoi cela débouche-t-il sur un quelconque instrument de pouvoir ? Admettons que nous réussissions vraiment à quantifier la diversité mondiale du vivant, quelle serait la valeur politique d'un tel acquis ? Nous avons décrit le dispositif de quantification comme le résultat d'une stratégie sans stratège, mais l'intérêt d'une telle quantification reste à préciser. On conçoit bien que quantifier est une opération techno-politique. Mais la quantité elle-même, dans quelle mesure peut-elle représenter une dimension politique ?

Le grand absent du dispositif biopolitique de quantification de la diversité biologique semble être l'intérêt politique d'un tel agenda. Quantifier la diversité du vivant et son érosion ne suffit pas pour comprendre la dimension politique de la biodiversité. Ce n'est pas tant l'érosion du vivant qui a un poids politique que ses conséquences supposées sur les sociétés humaines. Nous étudierons ce point et la reconfiguration techno-politique de la biodiversité dans le chapitre suivant : c'est ce que nous avons appelé *la prise de fonction de la biodiversité*.

[17] Par exemple en menant une analyse des modifications sociales internes à la politique de la recherche en scrutant les appels d'offre, les profils de postes ou les enseignements.

Chapitre 3

LA « PRISE DE FONCTION » DE LA BIODIVERSITÉ

L'agenda de prise en charge de la crise de la biodiversité n'est pas réductible à la quantification. La biodiversité n'étant pas appropriable doit être conçue sous la forme d'intérêts. C'est la genèse de ces intérêts et leur inscription dans le dispositif biopolitique que nous proposons de caractériser dans ce chapitre. Nous mettons en évidence l'existence d'un « tournant fonctionnaliste » dans la recherche sur la biodiversité amorcé dans les années 1990 qui a pour objectif de susciter un intérêt auquel le pouvoir politique peut s'accrocher. La biodiversité devient alors autre chose qu'un concept biologique et procède d'un nouvel aménagement technoscientifique dans la mesure où il s'agit de concevoir la recherche comme une activité avant tout guidée par une demande politique. Nous montrons que ce tournant est un tour de force épistémologique, car il suppose l'adoption d'une téléologie anthropocentrée difficilement compatible avec l'écologie contemporaine. Nous examinons de près la formation de ce tournant dans le programme scientifique qui articule successivement l'IBP (International Biological Programme), l'IGBP (International Geosphere-Biosphere Programme) et les recherches sur la BEF (Biodiversity and Ecosystem Functioning). L'examen plus poussé de la notion de « fonction » et l'étude de la production d'un graphique liant biodiversité et fonctionnement des écosystèmes nous permet de discuter un paradoxe : l'intérêt politique visé par la fonctionnalisation de la biodiversité débouche non pas sur un gain d'opérationnalité mais sur un surcroît d'abstraction. La notion de fonction (ou de service écosystémique qui lui est adossée) écarte des structures biophysiques non maitrisables et inutiles mais concrètes. La biodiversité représentée par ses fonctions que nous qualifions de fantomatiques, crée une diversion conceptuelle qui contourne les enjeux pratiques.

La première partie de ce travail concernait la quantification de la biodiversité. Nous nous sommes penchés sur le processus actif de transformation d'un « relevé » de biodiversité à une « donnée » de biodiversité. Notre démarche consistait à décrire les modalités d'interactions entre science et politique dans l'élaboration du savoir écologique. Nous avons emprunté pour cela l'approche générale qui consiste à interroger les différentes étapes de traduction entre la sphère scientifique et politique dont la biodiversité pouvait être l'objet lors de sa quantification.

Sans ces traductions successives, la nature reste non appropriable par la politique. *Avec* ces traductions, la nature devenue « biodiversité » revêt un sens politique et une dimension totalisante. Les analyses concrètes du cas du GBIF et de l'irruption des *big data* nous ont permis de souligner comment ces traductions orientent activement les recherches scientifiques. Les problèmes écologiques sont reconfigurés en problèmes de quantification, de classification et de standardisation. Ce procédé, encouragé par un agenda politique et des légitimations institutionnelles peut être compris comme la marque du régime technoscientifique évoqué dans le chapitre introductif.

Dans ce régime, le passage de la biodiversité-relevé en biodiversité-donnée était envisagé comme un va-et-vient continu « entre » politique et scientifique. Ainsi conçues, la science et la politique - et plus généralement la nature et la société - peuvent être abstraitement distinguées mais ne sont pas fondamentalement séparées et se retrouvent mêlées dès lors que l'on s'intéresse à des cas concrets, des indicateurs, des bases de données. La notion de traduction est en cela fidèle au sens proposé par Latour dans son analyse sociologique de la démarche scientifique : traduire n'est pas modifier mais ajuster une information, un fait, une méthode à un attendu. Il est donc en principe toujours possible de relier les réalités naturelles aux chiffres manipulés en politique tel un contenu et un contenant. Ce tissage résulte de - et garantit - la co-construction du savoir scientifique et de la décision politique.

Cette analyse nous a permis de souligner qu'à l'instar de « l'objet », la « donnée » ne reflète pas seulement certaines caractéristiques de ce qui est mesuré mais suggère (impose) ses modes d'utilisation propres. La biodiversité-donnée offre davantage d'usages politiques que la biodiversité-objet. La donnée n'est pas « donnée » mais construite, « obtenue » et orientée par les exigences propres de la co-construction de ces deux sphères.

La conclusion de cette partie était la suivante : loin de former une accumulation neutre et amorphe de données, la quantification de la biodiversité s'appuie sur un dispositif de *traitement* de la biodiversité. Gérer l'information sur la biodiversité est une étape nécessaire pour gérer la

biodiversité elle-même. Cette construction s'incarne dans « l'indicateur de biodiversité » qui joue selon nous le rôle de « concept médiateur » [Wise, 1988]. Selon Norton Wise, sont médiateurs les concepts qui permettent d'établir une référence commune entre les sphères politique, scientifique ou sociale. Dans notre cas, dès lors qu'un indicateur de biodiversité a fait l'objet d'une co-construction scientifique et politique il peut être compris par tous et jouer le rôle de référence.

On a souligné que ce dispositif de quantification rappelle la figure du panoptique utilisée par Michel Foucault pour définir une « technologie politique » [Foucault, 1975]. La thèse de Foucault (qu'il présente d'ailleurs plutôt comme une hypothèse de travail que comme une lecture achevée de l'exercice du pouvoir) est plus facile à appliquer à des institutions qui concernent les humains (les prisons pour lesquels le dispositif d'architecture en panoptique a été pensé mais aussi les hôpitaux ou les écoles). Mais cette image correspond assez bien à la mise en réseau de données comme « intensificateur pour un appareil de pouvoir ». La structure panoptique en assure l'économie (en matériel, temps, travail), l'efficacité (comme dispositif de prévention), un fonctionnement continu et des mécanismes automatiques [Foucault, 1975 : 208]. De manière analogue, la conception et le fonctionnement informatique des *big data* visent en somme à connecter, mettre en réseau, différents compartiments de biodiversité auparavant isolés. L'un des objectifs affichés est une surveillance facilitée et transparente. Un autre objectif de ce réseau est l'amélioration du destin des sociétés et de la nature. Le pouvoir d'un tel procédé se démarque, au moins dans sa structure, d'un modèle centralisé mais redistribue le savoir-pouvoir dans chaque base de données partielle. Le procédé s'auto-entretient et s'autonomise par sa mise en réseau informatique tel un panoptique dématérialisé.

Au-delà de ces aspects techniques, la structure de panoptique originelle suppose une recherche méticuleuse de « maximisation du meilleur pour le plus grand nombre », qui fut le principe de base de l'utilitarisme et qui semble être le *leitmotiv* justificateur de la mise en commun des projets d'accumulation de données de biodiversité. A première vue, la logique qui sous-tend cette recherche est de surcroît assez fidèle à la doctrine éthique utilitariste développée par Jeremy Bentham au XVIII^{e} siècle. Il s'agit pour ces projets de créer un vaste réseau permettant à tous de faire des requêtes rapides sur des données, susceptibles de renseigner la localisation de tel ou tel objet, à l'échelle de la planète. Le projet utilitariste (que l'on retrouve dans de nombreux textes faisant référence au « bien-être de l'humanité », et à la notion de « développement durable ») justifie en effet l'accumulation des données sur la biodiversité en faisant référence à la « maximisation du bonheur collectif », quitte à admettre, au moins

théoriquement, une vision large de la collectivité, comprise comme l'ensemble des humains et non humains.

L'accumulation de données peut trouver sa justification (scientifique et/ou politique) dans le souci de mise en ordre de ce qui est hétérogène, mais l'ambition du programme techno-politique de quantification de la nature insiste sur la possibilité de générer de l'utile qui ne se cantonne pas à une mise en ordre. Rappelons en ce sens que dans les textes qui retracent la naissance du GBIF (le projet de big-data spécifiquement conçue pour la biodiversité), un modèle de développement économique basé sur l'exploitation durable de la biodiversité est explicitement annoncé :

> *« the Convention on Biological Diversity (CBD) obligates nations to implement provisions relating to conservation, use and equitable sharing of biodiversity. A scientific information resource that could facilitate fulfilment of these obligations is greatly needed. Such a resource will also contribute to biotechnology and bioengineering, and therefore will be a central element in sustainable development. Because biodiversity is one of the primary measures of environmental impact, sound scientific information about it provides a way of determining whether development in a particular region is actually sustainable. »* [OECD, 1999 : 14]

L'agenda en question n'est pas seulement la recherche de simplification qu'offrirait la biodiversité mise en chiffres. L'objectif de simplification est sous-tendu par un projet d'instrumentalisation ambitieux. La quantification de la biodiversité permettrait d'établir une plateforme d'information (*information resource*) susceptible d'aider les nations à la conservation, l'usage et le partage de la biodiversité mais aussi à contribuer aux biotechnologies et à la bio-ingénierie. Une telle plateforme se donne comme un outil central de développement durable (*a way of determining whether development in a particular region is actually sustainable*).

Pourtant, la seule transformation de l'objet en données que nous avons étudiée au chapitre précédent ne permet pas d'accomplir ce projet. L'*intérêt* politique de la quantification de la biodiversité reste à définir. Or Foucault souligne à ce titre que le pouvoir politique que génère le dispositif ne s'exerce pas sur des choses mais sur les *intérêts* qu'on leur porte :

> désormais, le gouvernement n'a plus à intervenir, n'a plus de prise directe sur les choses et sur les gens, il ne peut avoir de prise, il n'est légitimité, fondé en droit et en raison à intervenir que dans la mesure où l'intérêt, les intérêts, les jeux des intérêts rendent tel individu ou telle chose, ou tel bien, ou telle richesse ou tel processus, d'un certain intérêt pour les individus ou pour l'ensemble des individus ou pour les intérêts affrontés de tel individu à l'intérêt de tous, etc. Le gouvernement ne s'intéresse qu'aux intérêts. [Foucault, 2004a : 47]

Il nous semble donc pertinent de reprendre l'hypothèse biopolitique de la biodiversité et sa prise en charge technoscientifique sous un nouvel angle, celui des intérêts. Nous proposons de suivre cette piste en admettant que la biodiversité doit être pensée en termes d'intérêts et que la genèse de ces intérêts révèle une autre forme de prise en charge.

1. La biodiversité : une nature sans intérêt

Quelles conditions sont nécessaires pour que la biodiversité se conçoive comme un *intérêt* ? Quel « régime de véridiction » est mis en place pour que le discours sur la protection de la biodiversité puisse fixer des énoncés recevables (ou non) tant sur le plan scientifique que politique ? En effet, l'une des propriétés du biopouvoir n'est pas de se contenter de ce qui est probable mais d'orienter ses objets par des vérités acceptables. N'étant ni disciplinaire ni autoritaire, le recours à la preuve oriente le biopouvoir sur un mode rationnel et paisible.

Il nous semble que pour aborder cette étape, la notion de traduction utilisée en première partie pour comprendre la manière dont les scientifiques et les politiques interagissent devra être approfondie. Car les traductions décrites par Latour ne distinguent pas les objets scientifiques selon leurs connotations sociales. L'idée de traduction s'applique indifféremment à tout type d'objet scientifique. Or les sciences de la biodiversité ne concernent justement pas un objet, mais un problème, qui se pose d'abord comme enjeu social et politique. L'histoire du terme de biodiversité rappelée en introduction montre que le succès de la notion même de biodiversité révèle la volonté d'un groupe de scientifiques de porter les enjeux de protection de la nature dans l'arène politique[18]. Cette volonté n'est clairement pas motivée par une pure curiosité intellectuelle de description et de compréhension du monde vivant et de sa diversité, mais par un sentiment de menace et d'urgence à agir pour protéger la nature [Takacs, 1996].

Or la biodiversité qu'elle soit comprise comme un objet ou comme une donnée demeure une collection d'entités plurielles abondantes, éparpillées, hétérogènes et sans intérêt explicite. Ces données résultent certes de traductions multiples mais ne sont pas en soi mobilisatrices. Pour cela, il faut non seulement classer la biodiversité mais encore que cette classification ait un sens, que la biodiversité-objet ou la biodiversité-donnée rentre dans une logique de persuasion,

[18] Voir à ce titre la partie du chapitre introductif de ce travail dédié à cette question p. 27-36.

d'adhésion des scientifiques, des politiques mais aussi plus généralement des différentes sensibilités individuelles et collectives de la société.

Brian Walker, par exemple, appelle dès 1992 à la mobilisation d'une réorientation de la recherche sur la biodiversité *en vertu des conséquences politiques* d'une telle recherche :

> *If scientists are to contribute usefully to the inevitable increase in management and political decisions relating to biodiversity, they need to address the issue of functional diversity and ecological redundancy in community composition. To do this requires development of a functional approach to describing biological composition, rather than sole reliance on the conventional taxonomic approach. Adherence to a policy that places equal emphasis on every species is ecologically unsound and tactically unachievable.* [Walker, 1992]

Brian Walker est alors directeur de la section écologie du CSIRO, (*Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation*), l'organisme gouvernemental australien pour la recherche scientifique et industrielle. Il s'agit selon lui de développer une nouvelle approche qu'il qualifie de « fonctionnelle », au nom d'une meilleure efficacité politique. Or l'accumulation de données de biodiversité est une opération typiquement taxonomique. Cet appel constitue en somme une mise à l'index de l'approche strictement taxonomiste calquée sur la classification linnéenne du vivant. La biodiversité globale stockée dans les bases est une suite de noms hiérarchisés, classés, géo-localisés mais qui n'ont rien de *fonctionnels*.

Certains acteurs ont probablement joué un rôle particulier dans cette qualification. A ce titre, Brian Walker représente en somme un passeur entre science et politique à la manière du rôle qu'avait joué Alan Bromley dans l'émergence des *big data* de biodiversité (voir notre deuxième chapitre).

Mais il s'agit cette fois d'une injonction adressée aux scientifiques pour rendre l'objet compatible avec l'action politique et la recherche d'un intérêt sur lequel le pouvoir politique puisse s'accrocher. La biodiversité devient autre chose qu'un concept biologique mais procède d'un nouvel aménagement technoscientifique dans la mesure où il s'agit de concevoir la recherche comme une activité avant tout guidée par une demande politique. Si les scientifiques veulent contribuer aux décisions politiques relatives à la biodiversité, ils doivent faire une concession et adopter un nouvel agenda. Toujours selon Walker, la biodiversité doit pouvoir se plier à une évaluation de type coût-bénéfice :

> *Regrettable as it might be, it is most likely that global biodiversity concerns will ultimately reduce to a cost–benefit analysis. Without knowledge of redundancy, or more broadly, the relationship between the levels of biodiversity and ecosystem function, we cannot estimate either the costs or the benefits.* [Walker, 1992]

L'approche coût-bénéfice est, selon Walker, compatible avec les objectifs de conservation de la biodiversité et devrait orienter la recherche :

> *The best way to minimize species loss is to maintain the integrity of ecosystem function. The important questions therefore concern the kinds of biodiversity that are significant to ecosystem functioning. To best focus our efforts we need to establish how much (or how little) redundancy there is in the biological composition of ecosystems.* [Walker, 1992]

Mais tout cela ne fait pas preuve. Un intérêt politique doit avoir prise sur le réel et ne peut demeurer à l'état de discours. Autrement dit, le lien entre biodiversité et fonctionnement des écosystèmes ne se décrète pas mais doit reposer sur une démonstration crédible. Voilà le point précis qui nous intéresse dans ce chapitre : comment la biodiversité a-t-elle été convertie en intérêt par l'étude de son rôle dans le fonctionnement des écosystèmes ?

Dans leur ouvrage intitulé *Philosophy of Ecology* Kevin DeLaplante et Valentin Picasso consacrent un chapitre à l'historique du débat sur le lien entre biodiversité et fonctionnement des écosystèmes, où ils soulignent trois périodes. La première couvre les années 1950 et 1960 au cours desquelles la plupart des écologues, dont Eugène Odum, Robert MacArthur ou Charles Elton admettaient l'existence d'un lien positif entre la diversité et la stabilité d'une communauté ou d'un écosystème. La « stabilité » était à cette époque principalement définie comme une mesure de réponse des écosystèmes ou des communautés à une perturbation et la « diversité » comme facteur causal de stabilité. Nous avons montré en introduction que cette écologie se caractérise notamment par l'acceptation d'un certain holisme. Rappelons à ce titre l'une des conclusions de Frank Golley (déjà citée dans le premier chapitre) à propos de l'idée de l'écosystème admise à cette époque :

> *Ecosystem ecologists have also been involved with the study of natural order. They have discovered communities of interacting organisms which are linked to the inorganic environment, have a predictable structure and history, and exhibit a dynamic equilibrium unless perturbed by extreme environmental disturbances. In their concept of a balanced, harmonious natural system ecosystem ecologists have contributed to the scientific foundation for a wide-spread Western intellectual tradition and popular culture. For this reason ecosystem ecology has been widely appreciated by the public, who frequently declare it to be common sense.* [Golley, 1991 : 137]

Cette vision écosystémique harmonieuse et holiste est bousculée avec le développement des approches réductionnistes et individualistes qui commencent par remettre en cause le lien entre stabilité et diversité. Cette deuxième phase correspond aux années 1970 et 1980 pendant lesquelles l'ouvrage de Robert May publié en 1973 intitulé *Stability and Complexity in Model Ecosystems* [May, 1973] et les travaux de Stuart Pimm [Pimm, 1980] questionnent le bien-fondé d'une relation positive entre diversité et stabilité. May adopte une approche

mathématique du problème et montre que l'équilibre d'un système d'équations différentielles modélisant la dynamique de plusieurs espèces en interactions est négativement lié au nombre d'espèces et à leur probabilité d'interactions. Dans ce cas, la stabilité est conçue comme la probabilité que la taille des populations de chaque espèce dans la communauté retrouve un équilibre après une légère modification de la taille de la population de l'une d'entre elles. Pimm arrive à des conclusions similaires en modélisant des réseaux trophiques et l'effet du retrait d'une espèce sur la probabilité d'extinction successive d'autres espèces. Pimm montre que plus le réseau comprend d'espèces, plus il est probable que l'extinction d'une espèce soit suivie par l'extinction d'une autre. Cette deuxième phase initiée par ces travaux théoriques a eu une influence majeure sur la manière de formaliser la question du lien entre diversité et stabilité en achevant de fragiliser les visions holistes et harmonieuse de l'écosystème que l'écologie odumienne avait instaurées.

Mais le problème ainsi reformulé dans la deuxième période présente la faiblesse majeure de contraindre logiquement la relation : si la stabilité est définie comme une contrainte sur la dynamique des espèces (la probabilité que la taille des populations change ou que d'autres espèces s'éteignent si l'une disparaît), il est nécessairement plus facile que cette contrainte ne soit pas réalisée quand le nombre d'espèces augmente. En augmentant la taille des communautés, on augmente mathématiquement la probabilité que des populations fluctuent ou que des espèces dépendent les unes des autres. Autrement dit, une forme de tautologie apparaît : le lien entre diversité et stabilité est nécessairement négatif compte tenu de la définition de la stabilité adoptée. De plus, on observe une forme de décalage entre les notions de stabilité définies par les écologues précédents, préoccupés par le comportement du système comme une unité totale et non par celui de ses composantes. May et Pimm, en ramenant la question à des variations de taille de populations d'espèces ne traitent en définitive pas la question du lien entre la diversité des parties d'un système et la stabilité de ce même système mesurée à une échelle supérieure.

Selon deLaplante et Picasso, la troisième phase du débat qui s'ouvre dans les années 1990 et perdure aujourd'hui, reformule la question dans un cadre empirique permettant de tester cette relation de manière expérimentale en dépassant la formalisation mathématique. Dans cette nouvelle phase, une forme de réconciliation semble se profiler entre les conclusions individuelles et systémiques. Un lien positif est généralement obtenu entre la diversité des espèces et la stabilité des propriétés de l'écosystème malgré les fluctuations observées de la taille des populations des espèces individuelles. Car ces fluctuations ne sont pas toutes

similaires et l'augmentation de certaines populations est observée en même temps que d'autres populations diminuent. L'augmentation du nombre d'espèces accroit la chance que la diminution de l'une d'entre elle soit contrebalancée par l'augmentation d'une autre. La définition de la stabilité adoptée correspond dans ce cas à la « résistance » du système à une perturbation et à la stabilité temporelle d'une de ses propriétés comme la biomasse ou la productivité.

La stabilité change de nouveau subtilement de sens. Il ne s'agit plus de la stabilité des tailles de populations internes au système mais du fonctionnement des écosystèmes eux-mêmes. La notion même de stabilité introduit de la confusion dans ces recherches en désignant plusieurs aspects [Morelli et Tryjanowski, 2016 : 223]. Premièrement, la persistance : la stabilité correspond dans ce cas à une tendance au maintien de l'identité d'un état dans le temps. Deuxièmement, la résistance : il s'agit dans ce cas de la capacité d'un phénomène à rester identique après avoir rencontré des pressions ou des perturbations. Troisièmement la résilience : la stabilité correspond alors à la capacité d'un phénomène à retourner à un état d'équilibre après avoir été déplacé de cet état par des perturbations externes. Ces approches ne sont pas identiques : si un système est capable d'absorber une forte perturbation sans être modifié mais retourne à un état d'équilibre très difficilement un fois perturbé, celui-ci peut être jugé stable mais peu résilient.

Ce bref aperçu du débat sur la relation théorique entre diversité et stabilité et son rebondissement dans les années 1990 cache un certain nombre d'hypothèses implicites et une forme de tour de force épistémologique. L'hypothèse implicite majeure est d'admettre à nouveau la possibilité de mesurer le fonctionnement d'un écosystème (quelle que soit la définition adoptée pour définir ce fonctionnement). Cette possibilité suppose de considérer l'écosystème comme une entité suffisamment structurée et homogène et qui ne se réduit pas à une somme de populations d'espèces. Or cette perspective holiste est compatible avec les visions de l'écologie des années 1950 et 1960 en particulier avec l'écologie odumienne. L'idée de fonctionnement *d'un écosystème* ne pose alors aucun problème particulier. Mais le tour de force vient de ce que cette perspective holiste est précisément celle qui, comme nous l'avons soutenu dans le premier chapitre, est abandonnée dans les années 1980. DeLaplante et Picasso notent en ce sens que l'on observe de la part des écologues une forme de rejet des hypothèses holistes et un scepticisme à l'égard d'une redécouverte d'une relation positive entre diversité et stabilité :

> *The fact is that within mainstream academic ecology—particularly plant ecology—there is a general bias toward reductionistic and away from holistic hypotheses and methods. The default view is to be skeptical of holistic hypotheses. Insofar as a positive diversity-stability relationship is associated with ecological holism one can expect it to face the same default scepticism.* [DeLaplante et Picasso, 2011 : 175]

Pourtant, un véritable programme de recherche s'est développé sur cette question entrainant un nombre considérable d'articles scientifiques spécifiquement dédiés à la mesure du fonctionnement des écosystèmes et au lien entre biodiversité et fonctionnement.

Comment le renouveau du débat sur la relation entre diversité et stabilité est-il compatible avec une écologie tournant le dos aux perspectives holistes ?

Nous proposons pour traiter cette question de retracer plus précisément la genèse du programme scientifique ayant eu pour objet la mise en relation entre biodiversité d'un côté et fonctionnement de l'écosystème de l'autre. C'est donc l'invention d'une biodiversité fonctionnelle qui nous intéresse ici et comment ce que l'on peut qualifier de « tournant fonctionnaliste » a pu avoir lieu. Comme dans le chapitre précédent, nous proposerons d'analyser plus en détail par la suite les transformations ontologiques et politiques en jeu dans ce programme.

2. L'invention d'une biodiversité fonctionnelle : le cas de la BEF

La BEF est l'acronyme consacré pour désigner les recherches menées en écologie scientifique sur le lien entre la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes (*Biodiversity and Ecosystem Functioning*). L'intérêt rapide et fulgurant pour cette question dans les trois dernières décennies est souvent mentionné et mérite d'être expliqué. Un article de synthèse relate en ces termes l'émergence du programme de recherche complet après la conférence de Rio comprenant des initiatives internationales, des expériences et des théories nouvelles :

> *Soon after the 1992 Earth Summit in Rio de Janeiro, interest in understanding how biodiversity loss might affect the dynamics and functioning of ecosystems, and the supply of goods and services, grew dramatically. Major international research initiatives formed; hundreds of experiments were performed in ecosystems all over the globe; new ecological theories were developed and tested against experimental results.* [Cardinale *et al.*, 2012 : 59]

Le lien entre perte de biodiversité, fonctionnement des écosystèmes, et services écosystémiques reçoit donc une attention particulière que l'on peut dater et retracer. Sur le plan philosophique, DeLaplante et Picasso suggèrent que cette recherche est un exemple de changement de

paradigme réconciliateur entre deux branches de l'écologie : l'écologie des communautés focalisée sur les règles d'assemblage des espèces dans l'espace et dans le temps et la distribution de la diversité, et l'écologie des écosystèmes plutôt intéressée aux flux de matières et d'énergies :

> *This research on the relationship between biodiversity and ecosystem functioning has spawned a large and growing literature that holds great promise for productive engagement between community ecology and ecosystem ecology. Indeed, some have argued that the synthetic viewpoints developing out of this research represent a genuine "paradigm shift" in ecology.* [DeLaplante et Picasso, 2011 : 169]

Plus précisément, c'est bien le concept de « biodiversité » qui est considéré comme le point de jonction entre ces deux branches. Interprétée comme étant en grande partie responsable du fonctionnement des écosystèmes la biodiversité n'est plus cantonnée à un enjeu d'inventaire et de nombre d'espèces. Les écologues comme David Tilman, l'un des principaux acteurs de la BEF, y voient un renversement de paradigme par rapport à la vision dominante des années 1970 à 1990. Ce renversement a mobilisé des centaines d'écologues de différents pays :

> *Biodiversity is now known to be a major determinant, perhaps the major determinant, of community and ecosystem dynamics and functioning. This discovery, which required two decades of research by hundreds of ecologists from around the world, represents a major reversal from the paradigm of the 1970s through the 1990s.* [Tilman *et al.*, 2014 : 472]

Ce que nous nommons « tournant fonctionnaliste » correspond à ce qui est noté ici par ces auteurs. Comment expliquer le succès d'un tel programme de recherche ? Si un investissement de la recherche est spécifiquement dédié à établir un lien entre la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes, le cadre épistémologique et les motivations politiques de cet investissement méritent d'être étudiés.

Pour comprendre le succès de la BEF il nous semble nécessaire de partir d'un échec. Cet échec est celui de la capacité de l'écologie scientifique à établir dans les années 1970 des principes de base à une politique environnementale des écosystèmes menée à grande échelle. Ni l'écologie odumienne, ni l'émergence de nouvelles perspectives moins holistes centrées sur les populations (comme les travaux de May et Pimm que nous avons mentionnées) ne parviennent à prédire le devenir des ressources de cet « environnement humain » que la Conférence de Stockholm, en 1972, avait porté sur la scène des préoccupations internationales.

L'enthousiasme et la foi en l'écologie comme base rationnelle de la gestion des écosystèmes s'étaient manifestés en particulier dans le Programme Biologique International (IBP) proposé dans les années 1960 aux États-Unis et qui fut opérationnel de 1968 à 1976. Ce programme est

proposé à la suite du succès de l'année géophysique internationale de 1957-1958. Cette année-là, un ensemble de recherches menées à l'échelle mondiale vise à accroitre les connaissances des propriétés physiques de la terre et de ses interactions avec le soleil. La proposition de mener une telle recherche est formalisée par le Conseil International des Unions Scientifiques (ICSU) qui invite les académies scientifiques nationales à participer. L'ICSU est lui-même un conseil fondé en 1931 qui se donne comme objectif général de « renforcer la science internationale au bénéfice de la société ». C'est la plus ancienne organisation non gouvernementale du monde. Il compte aujourd'hui 31 unions scientifiques et 121 membres nationaux. L'ICSU est financé par ses membres, de nombreuses fondations à l'appui de la recherche scientifique, ou encore l'UNESCO (*United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization*).

Le programme IBP se développe parallèlement à d'autres initiatives similaires comme le programme « *Man and the Biosphere* » (MAB), l'un des quatre programmes de l'UNESCO dans le domaine des sciences naturelles. Le MAB est initié en 1968 et créé officiellement en 1971 et vise à établir les bases scientifiques nécessaires à l'amélioration des relations homme-nature au niveau mondial.

L'historien Chunglin Kwa a montré que l'IBP émerge d'une vision partagée par les scientifiques, les politiques et le public sur ce que pouvait et devait être, à l'époque, le mode de contrôle de la nature. Une forme de crédit est accordé aux sciences de la terre et de la nature à fournir les clés de la maîtrise des ressources et plus généralement de la nature : « *science-policy bureaucrats, scientists and the general public all shared certain dominant conceptions of nature and beliefs about the way in which controlling nature was perceived as both feasible and desirable* » [Kwa, 1987 : 415].

L'écosystème, pensé comme un ensemble intégré avec sa dynamique propre que l'on peut mesurer et contrôler fournit un schéma conceptuel approprié. Cette vision partagée de ce qui correspond au mode de contrôle de la nature est repris par le thème officiel de l'IBP : il s'agit de comprendre et de maîtriser les « bases biologiques de la productivité et de la prospérité humaine ». La plupart du financement de ce programme était dédiée à la réalisation des études des biomes correspondant à la modélisation et au calcul du fonctionnement de grands écosystèmes.

Ce programme est selon Kwa l'archétype d'un projet moderne de *Big Science* fondé sur la commensurabilité et une approche mono-disciplinaire, celle de l'écologie des écosystèmes. La justification politique et économique d'un tel programme ne fait pas de doute et la perspective

instrumentale et anthropocentrée est explicitement affichée. Il s'agissait non moins que de s'appuyer sur l'écologie des écosystèmes pour expliquer la structure de ces systèmes en vue de leur contrôle : « *The IBP had a visionary aim. It wanted to elucidate the entire inner structure of ecosystems in order to control and protect them* » [Kwa, 2005a : 333]. La planification de ce programme était centralisée, menée par quelques responsables prenant en charge chacun l'un des biomes. Le modèle écologique de l'IBP était celui d'un fonctionnement général des écosystèmes déclinable pour chaque biome :

> *The IBP had hoped to develop comprehensive, synthetic models of ecosystems, physical analogies of ecosystems in an ontological sense. Most models that were actually built as contributions to the IBP focused on specific aspects of ecosystem functioning, and as such they were called 'partial models', referring to a big synthetic model, even if that model did not yet exist.* [Kwa, 2005a : 333]

Kwa montre ainsi que l'IBP est animé par un domaine restreint de l'écologie scientifique directement mobilisé en vue de résoudre des problèmes politiques. Le succès de l'écologie des écosystèmes à s'imposer dans ce programme est en partie attribuable aux préoccupations croissantes liées aux problèmes de pollution : « *The identification of ecology (and more specifically systems ecology) as the kind of basic science needed to provide background knowledge for the solution of environmental problems like pollution, proved to be of the utmost importance in findings funds for the IBP* » [Kwa, 1987 : 421].

Mais c'est plus spécifiquement encore la particularité de l'écologie *des écosystèmes* et de la cybernétique à décrire la nature comme un ensemble de systèmes qui permettra le succès de cette approche. Selon Kwa, quatre points fondamentaux s'imposent pour justifier l'adoption d'une telle approche pour modéliser notre impact sur l'environnement dans cette écologie de l'IBP (les termes sont soulignés par Kwa):

> *1. Nature is seen as a system that can be controlled and managed. 2. The system should be in steady state or homeostasis. If it is not, adjustment is necessary, or stabilization. 3. Apparently if the system is in good order, enhancing productivity (or finding its limits) may be a goal of management. 4. If the system is not, irreversible damage or a catastrophe may occur.* [Kwa, 1987 : 425]

La métaphore d'une machine cybernétique, autonome, douée de boucles de rétroactions autorise un immense optimisme technologique. La métaphore de la machine va jouer un rôle central : « *To systems ecologists, the machine metaphor provides implicitly (an in some cases also explicitly) a structural analogue for an ecosystem. The metaphor conveys a way of understanding nature, provides ecologists with a research programme, and, by implication, defines the ways in which ecosystems can and should be managed* » [Kwa, 1987 : 426].

Cette vision très mécaniciste des écosystèmes est elle-même portée par des figures centrales de l'écologie scientifique de l'époque qui ont une influence déterminante sur le succès de l'IBP. L'écologie américaine popularisée par l'ouvrage académique des frères Odum en 1953 intitulé *Fundamentals of Ecology* est notamment un gage de crédibilité de cette approche. L'écologie odumienne étudie les écosystèmes comme des ensembles organisés dont la structure détermine le fonctionnement. Odum considère dans ce contexte que plus le système est diversifié ou complexe, plus il comprend de rétroactions négatives et plus il est stable. La modélisation mathématique des écosystèmes peut dès lors se fixer comme objectif de prédire la « performance » des écosystèmes comme on mesure la performance énergétique d'une machine. Les processus de changement ou d'évolution du système ne sont pas pris en compte, ni la participation des espèces individuelles. Ce que l'analyse de Kwa révèle est une sorte de domination d'une telle vision de la nature qui s'impose et qui s'accorde avec une politique de l'environnement correspondante :

> *Apparently, the representation of nature as a machine to be controlled was dominant in the period immediately before and after 1970. This shared representation of nature made possible a shared conception of how environmental problems were to be defined, and how their solution should be envisaged. This made cybernetic-systems ecology appear the natural candidate to do the job. The only thing needed was a crash programme which would make the concepts of systems ecology operational. The IBP would, it was hoped, provide this.* [Kwa, 1987 : 433]

L'IBP et son modèle théorique avait donc l'ambition de résoudre plusieurs problèmes d'un seul coup en s'appuyant sur une vision intégrée et cohérente produite par un domaine ayant acquis sa crédibilité scientifique.

Soulignons que des modèles alternatifs pourtant bien présents dans la recherche scientifique et dans les sensibilités environnementalistes de cette même époque n'ont pas eu le même succès politique. L'écologie évolutive, par exemple, qui refuse précisément l'image des écosystèmes comme des machines productives qui se maintiennent dans un état stable a eu une influence mineure dans le développement de l'IBP. De même, les défenseurs d'une éthique environnementale hostile à la recherche d'une maîtrise des écosystèmes en vue de leur meilleure exploitation mais en quête de justification de la protection de la nature pour sa valeur intrinsèque ont une influence moindre.

Un premier élan d'optimisme accompagne donc l'idée d'adapter la gestion de l'environnement à l'écologie scientifique ouvert par sillage de l'écologie odumienne formalisable en termes mathématiques. La symbolique du programme qui se trouve illustrée dans une carte postale en

hommage à la participation canadienne à l'IBP place l'homme au centre d'un réseau de systèmes que l'on devine correspondre aux écosystèmes montagnards, marins et plus ou moins anthropisés. La carte postale spécifie ici que le projet consiste à « rechercher les bases de la productivité biologique et de l'adaptabilité humaine ».

Figure 1. Carte postale canadienne figurant des symboles en l'honneur de la participation du Canada à l'IBP. Source : http://postalhistorycorner.blogspot.com/2011/02/1970-international-biological-programme_09.html.

Cet enthousiasme va pourtant s'émousser car l'IBP peine justement à fournir des modèles simples de compréhension de fonctionnement des biomes. L'IBP prend fin en 1976 avec un bilan mitigé. Le développement d'un modèle synthétique de fonctionnement des écosystèmes n'a pas vu le jour. La communauté des écologues commence à faire valoir des visions alternatives réfutant l'existence d'états stables et équilibrés pour comprendre les écosystèmes. Une vision plus circonstanciée, prenant en compte moins de variables et multipliant le traitement des aspects particuliers de l'écosystème a de plus en plus d'adeptes, tournant progressivement le dos aux analogues « physiques » que l'écologie des écosystèmes avait instaurés.

Ce tournant correspond à la montée en puissance de l'écologie qui sera baptisée « post-odumienne » pour marquer précisément une forme de rupture. L'historien Donald Worster dira pour caractériser cette rupture que la Nature devient fondamentalement erratique, non prédictible. L'essor de la dynamique et de la génétique des populations montre la singularité

des individualités et des dynamiques, et non l'existence de systèmes thermodynamiques suivant un développement stratégique que l'on pourrait piloter[19].

Steward Pickett et Peter White, deux écologues, synthétisent les résultats des travaux qui participent à ce tournant dans un ouvrage paru en 1985. Ils tendent à remplacer l'idée d'écosystème par celle de « patch » en affirmant que l'écologie précédente a fait fausse route : « *many scientists assume that homogeneous ecosystems are a reality, when in truth virtually all naturally occurring and man-disturbed ecosystems are mosaics of environmental conditions* ». L'erreur de l'écologie odumienne, selon eux, s'explique par la prévalence de la perspective équilibriste qu'il s'agit désormais de battre en brèche : « *The majority of both theoretical and empirical work has been dominated by an equilibrium perspective* » [Pickett et White, 1986 : 154-155].

Une nouvelle approche mathématique tente de tracer une nouvelle voie, celle de la recherche de la compréhension des propriétés des dynamiques chaotiques pour la compréhension de la dynamique des écosystèmes hors équilibre [Hastings *et al.*, 1993]. La dynamique des populations et l'écologie évolutive, retrouvent un certain crédit et insistent sur le caractère non déterministe de la trajectoire des populations.

La notion de biodiversité naît précisément dans ce contexte de remise en cause de la vision systémique. Or, cette remise en cause bouleverse du même coup la promesse de gouvernance qui accompagnait ce modèle : si l'écosystème n'est plus considéré comme un tout organisé, comment parler de ses fonctions et de son fonctionnement ? Que peut-on espérer contrôler et quel *intérêt* politique peut être gouverné dans une nature qui ne se conçoit plus comme un ensemble d'écosystèmes organisés ?

Le tournant fonctionnaliste et de la recherche qui s'organise autour de la BEF peut se lire comme l'histoire du sauvetage de l'intérêt de la biodiversité à des fins politiques :

Sur le plan institutionnel un nouveau programme international baptisé l'*International Geosphere-Biosphere Programme* (IGBP) a pour objectif de construire, mais pourrait-on dire

[19] Cette transition a eu quelques retentissements en France et a marqué durablement la recherche en écologie. L'école de pensée de Zurich-Montpellier, héritière d'une vision équilibriste et institutionnalisé dans le Centre d'Etudes Phytosociologiques et Ecologiques (CEPE) créé en 1961 est remplacée en 1988 par le Centre d'Etude Fonctionnel et Evolutive (CEFE) [Kwa, 2005b : 941]. Ce changement de terminologie signe le renouveau de la pensée individualisée, darwinienne, et l'abandon des approches holistes.

de *re-construire*, une écologie des écosystèmes compatible avec l'écologie post-odumienne et qui demeure pertinente sur le plan politique.

L'IGBP est de nouveau initié et orchestré par l'ICSU. L'IGBP voit le jour officiellement en août 1986 lors de l'assemblée générale de l'ICSU à Berne. Ce programme va permettre de garder la dimension globale des enjeux environnementaux tout en adoptant une perspective locale du fonctionnement des écosystèmes et sans se préoccuper de l'idéal d'un modèle général d'écosystème tel que poursuivi, et finalement raté, par l'IBP.

La couverture du compte rendu de ce nouveau programme international qui s'est achevé en 2015 propose une symbolique assez différente de celle de l'IBP.

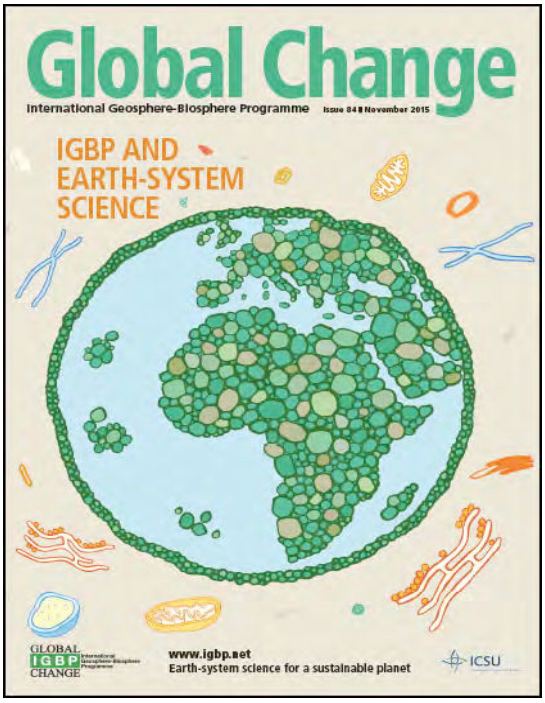

Figure 2. Couverture du dernier numéro du magazine d'information de l'IGBP. Source : http://www.igbp.net/images/18.950c2fa1495db7081e1679c/1445507534375/NL84-cover.jpg.

Elle révèle la double vocation est d'être à la fois un programme global (la Terre est au centre) et réductionniste (la globalité résulte de la juxtaposition d'organites élémentaires). La Terre n'est donc plus conçue comme un système thermodynamique intégré mais peut se concevoir comme un agrégat de petites structures juxtaposées. Les écosystèmes sont tout à la fois relocalisés et totalisés dans un ensemble d'écosystèmes. La Terre elle-même ressemble à une

cellule entourée de ses constituants de base (chromosomes, organites). Dans cette nouvelle écologie, un ordre différent est reconstruit. On ré-assemble l'image du global en partant du local et du moléculaire.

Selon Kwa, ce deuxième programme international peut se comprendre comme l'émergence d'un modèle nouveau de construction des connaissances dans lequel la recherche d'interdisciplinarité fait partie de la feuille de route. Contrairement au modèle admis pour l'IBP, l'écologie globale ne peut être l'apanage d'une seule discipline. Pour comprendre le global et le fonctionnement du « système Terre » nouvellement conçu, plusieurs disciplines doivent travailler ensemble. Les recherches dans le domaine de la physique atmosphérique, de la climatologie, de l'océanographie et de l'écologie doivent être combinées. De plus, l'écologie hésite à travailler à l'échelle globale. Même l'écologie odumienne supposait l'existence de grands biomes plutôt qu'un seul écosystème terrestre. Travailler à l'échelle globale demande donc une abstraction nouvelle : « *Scaling up from a forest to a continent involves a process of abstraction, which may lead to the loss of the very content of ecology. Yet, investigating at this scale is necessary to obtain the data needed by various sciences involved in global change research* » [Kwa, 2005b : 932].

Nous avons montré au chapitre précédent comment la construction d'une biodiversité globale quantifiée procédait d'un changement d'ontologie qui relevait d'une abstraction. Nous avions caractérisé cette abstraction lors de la transformation des relevés écologiques en données informatiques. Un espace-temps global et abstrait était nécessaire à l'agrégation des données de biodiversité. Ce même mouvement nous semble ici en cause mais concerne plus généralement les entités écologiques elles-mêmes. Il ne s'agit plus de l'agrégation des informations sur la présence des espèces dans une base mais de celle des écosystèmes en un système terre. Sur le plan technique, l'interprétation d'image satellite (*remote sensing*) offre un support méthodologique aux différentes sciences du système terre pour « voir » la globalisation matérialisée.

Comme ce fut le cas pour la construction des bases de données globales sur la biodiversité, certains acteurs auront à cet égard un rôle clé pour « embarquer » cette nouvelle écologie, post-odumienne, dans la vision globale de l'IGBP. Deux acteurs en particuliers vont occuper une position clé en tant qu'animateurs du programme spécifiquement dédié à l'écologie au sein de l'IGBP baptisé « *Global Change and Terrestrial Ecosystems* » (GCTE).

Le premier, Brian Walker, est le premier président du GCTE. Il est utile de rappeler ici le positionnement programmatique de Walker vis à vis de la recherche du lien entre biodiversité et fonctionnement des écosystèmes :

> *Regrettable as it might be, it is most likely that global biodiversity concerns will ultimately reduce to a cost–benefit analysis. Without knowledge of redundancy, or more broadly, the relationship between the levels of biodiversity and ecosystem function, we cannot estimate either the costs or the benefits.* [Walker, 1992]

Le second, vice-président du GCTE est l'écologue Harold Mooney, ancien président de la société Américaine d'Ecologie (ESA). Mooney pousse activement cette écologie globale et perçoit en l'IGBP l'opportunité pour les écologues de rejoindre le mouvement adopté par les autres disciplines du système terre: « *Harold Mooney also positioned himself as a strong advocate of the global move within ecology. According to him, without the IGBP ecology by itself would never have ventured as far in global research, and he credited the atmospheric scientists with arguing persuasively that ecology should embrace the global* » [Kwa, 2005b : 932].

Mooney est l'héritier d'une vision individualiste du fonctionnement des écosystèmes qu'il cherchera à rendre compatible avec une écologie globale.

Caractérisons plus précisément ce qui semble correspondre à un sous-dispositif particulier du dispositif global d'intéressement politique des enjeux de biodiversité que nous avons dénommé « tournant fonctionnaliste ».

Un appel à contribution à l'IGBP fondé seulement deux ans plus tôt lancé en 1988 par Mooney à l'intention des écologues affirme à la fois la volonté d'adopter une approche globale et de ne pas se limiter à la description du changement de structure des communautés mais bien *d'étudier les propriétés fonctionnelles des écosystèmes* :

> *Ecologists are going to play a vital role in this program. They are going to interact with a whole new scientific community and in so doing will develop new tools and techniques to approach ecological problems on large scales that they have done in the past. For example, they may be involved in designing and operating biosphere observatories to follow biotic change or in designing and executing large scale experiments to determine the functioning of ecosystems and their response to environmental change. Most certainly, they will be involved in utilizing remote sensing in new ways to determine not only structural changes in communities and ecosystems but also changes in functional properties.* [Mooney, 1988 : 5]

Or ce projet peine à se concrétiser aussi rapidement que les autres disciplines impliquées dans l'IGBP. Des obstacles inhérents à l'écologie et à la difficulté d'utiliser les observations satellites

font barrage à une caractérisation simple des écosystèmes et de leur fonctionnement. C'est dans ce cadre qu'un séminaire spécifique est organisé en 1991 sponsorisé par la SCOPE (*Scientific Committee on Problems of the Environnment*). La SCOPE, établie en 1969 lors du dixième congrès de l'ICSU a pour mission la rédaction de synthèses de l'état des connaissances sur l'environnement et la gestion des ressources naturelles pour les décideurs politiques. La SCOPE avait déjà reconnu l'importance des études menées sur les écosystèmes à large échelle notamment sur les forêts tropicales lors de l'IGBP, en exprimant des inquiétudes au sujet de la dégradation de la biodiversité et de ses conséquences possibles sur le fonctionnement des écosystèmes. En 1991 la SCOPE consacre un rapport, co-signé entre-autres par Walker et Mooney et consacré aux expériences menées sur les écosystèmes. Ce groupe d'écologues maintient les deux côtés du tournant fonctionnaliste :

Premièrement, une perspective holiste admettant la possibilité de faire des expériences grandeur nature sur des écosystèmes conçus comme des ensemble intégrés. C'est le cas du travail consacré à la désertification. Les écosystèmes arides et l'impact des perturbations humaines demeurent interprétés en termes systémiques : la désertification y est perçue comme une perturbation externe, provoquée par l'homme et ses conséquences doivent s'étudier sur le système impacté conçu comme un tout que l'on peut décrire grâce aux catégories proposées par Odum :

> *« Desertification is the transformation of a landscape from one that did not resemble a desert to one that does. Short-term climate fluctuations, droughts, have usually been associated with the desertification process. However, the evidence supports the argument that the role of climate in desertification is catalytic rather than causal. Desertification is man-made! » […]. « Following Odum (1983, 1985), ecosystems can be described by three elements of (static- structure: biotic and abiotic composition and distribution, and the abiotic environment; and three elements of (dynamic) function: energy flow, nutrient flow, and system characteristics ».* [Graetz, 1991]

Deuxièmement, une perspective individualiste ramenant le problème de la réponse des écosystèmes aux perturbations à un problème de complexité mathématique qui prend sa source à l'échelle des individus et refuse de voir les écosystèmes autrement que comme des unités conventionnelles :

> *The first observation is that the ecosystem or ecological community is operationally defined, according to the convenience of the investigator. The cell biologist has the luxury of knowing exactly what his or her fundamental unit is; the ecosystem scientist, on the other hand, must recognize that the measured properties of an ecosystem will vary as the scale and extent of description are changed. Different investigators, studying similar systems, are likely to view those systems through different prisms, because of the somewhat arbitrary definitions that must be made concerning the scale of description.* [Levin, 1991]

Dans la première perspective l'écosystème est doté d'une identité propre susceptible d'être altérée par l'action humaine et pouvant se caractériser assez simplement. Dans la deuxième, les propriétés d'un écosystème dépendent du choix des observateurs et des échelles d'intérêt.

Les membres de la SCOPE décident de faire le point sur le lien potentiel entre perte de biodiversité et fonctionnement des écosystèmes [Schulze et Mooney, 1994]. Brian Walker et Harold Mooney font toujours partie du conseil scientifique du SCOPE[20].

Le séminaire qui se tient à Bayreuth (Allemagne) organisé par la SCOPE et explicitement dédié au lien entre biodiversité et fonctionnement des écosystèmes a donc un intérêt particulier pour notre enquête car il synthétise les conclusions des recherches cherchant à relier diversité biologique et fonctionnement des écosystèmes à un moment précis où cette relation ne va pas de soi et devient pourtant hautement stratégique tant sur le plan scientifique que politique.

Le séminaire compile les recherches de l'époque sur la question dans un ouvrage publié en 1994 qui peut se lire comme le creuset de la BEF. Il est utile de reproduire ici la couverture de cet ouvrage intitulé : « *Biodiversity and Ecosystem Function* ».

Le triangle conceptuel au centre de la couverture place la biodiversité comme clé de voute. Voilà la biodiversité figurant comme un opérateur de lien entre « structure » et « fonction ». Les associations hiérarchisées, ordonnées et organisées ne sont plus des entités fonctionnelles comme dans l'écologie odumienne. La biodiversité *elle-même* est conçue comme explication du fonctionnement des écosystèmes représenté ici par une forêt en arrière-plan.

L'un des objectifs est de dépasser l'approche privilégiée jusque-là par la classification qui distingue les espèces selon leur place dans une phylogénie mais en ignorant leurs *rôles*. Or si le rôle de certains organismes comme les bactéries sur certains processus sont bien connus, cela reste à montrer pour les autres espèces : « *we generally have little coherent picture of the ecosystem roles of species of higher organisms, which have been classified phylogenetically rather than functionally* » [Chapin *et al.*, 1992 : 107].

[20] La SCOPE participera également à la création d'un programme à vocation plus expérimental en 1991 nommé DIVERSITAS, qui implique également l'UNESCO puis, en 1996, l'ICSU. Mooney participera également à ce programme qui partage avec le GCTE l'hypothèse selon laquelle les changements « globaux » (qui désignent à la fois le changement climatique et l'impact des activités humaines à larges échelles) sont susceptibles d'entrainer des extinctions locales d'espèces ayant pour effet de modifier la structure des écosystèmes, et, en retour, celle du fonctionnement des écosystèmes.

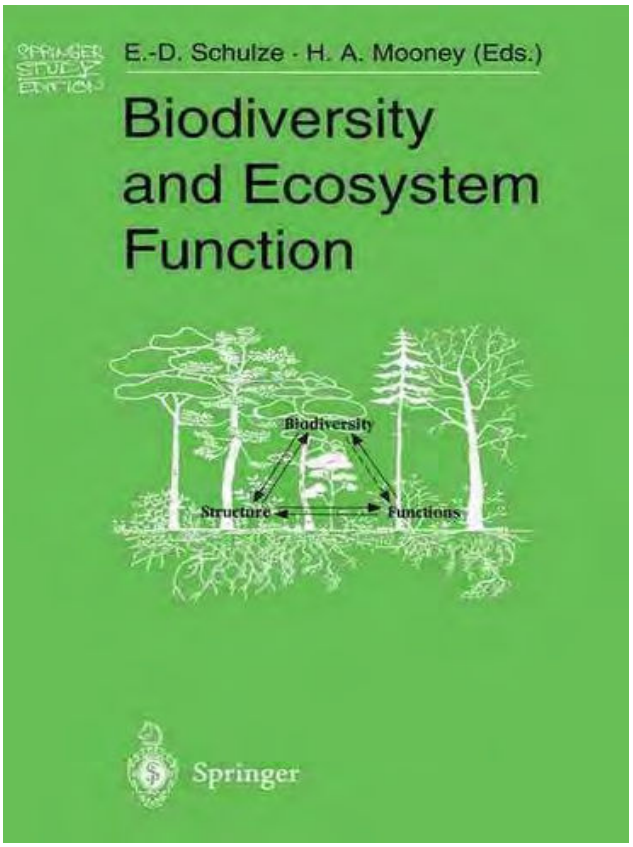

Figure 3. Couverture de l'ouvrage intitulé « *Biodiversity and Ecosystem Function* ». Cet ouvrage rassemble les contributions scientifiques de la conférence de Bayreuth organisée par Ernst-Detlef Schulze et Harold Mooney dans le cadre de la SCOPE en 1991.

Harold Mooney édite cet ouvrage avec Ernst-Detlef Schulze, écologue spécialisé dans l'écologie forestière et qui s'intéresse plus spécifiquement aux cycles biogéochimiques globaux. L'enjeu n'est plus d'étudier dans une perspective holiste centrée sur les écosystèmes, la relation entre la structure et la fonction d'un tout, ni, dans une perspective taxonomiste d'inventaire de mesurer des extinctions. Il est question dans ce programme *des conséquences de la perte d'espèces sur les écosystèmes*. Mieux, la question nouvelle qui se pose est le rôle *de la biodiversité* elle-même : la biodiversité en tant que telle joue-t-elle un rôle dans le fonctionnement des écosystèmes ?

Il s'agit en somme de rétablir un lien entre deux représentations des dynamiques écologiques en vigueur : l'une plus moderne et mathématique, focalisée sur les espèces et les communautés conçues comme des assemblages complexes et dynamiques ; l'autre, plus traditionnelle et

physique, focalisée sur les écosystèmes ou les communautés conçues comme des structures organisées. Avec la BEF, la première peut servir d'explication à la deuxième.

La préface de l'ouvrage issu du séminaire de la SCOPE rédigé par Mooney et Shultz fait un pas de plus en explicitant l'articulation entre dégradation écologique, modification des écosystèmes et effets sur les « services écosystémiques » (nous soulignons) :

> *The biota of the earth is being altered at an unprecedented rate. We are witnessing wholesale exchanges of organisms among geographic areas that were once totally biologically isolated. We are seeing massive changes in landscape use that are creating even more abundant successional patches, reductions in population sizes, and in the worst cases, losses of species. There are many reasons for concern about these trends. One is that we unfortunately do not know in detail the consequences of these massive alterations in terms of how the biosphere as a whole operates or even, for that matter, the functioning of localized ecosystems. We do know that the biosphere interacts strongly with the atmospheric composition, contributing to potential climate change. We also know that changes in vegetative cover greatly influence the hydrology and biochemistry of a site or region. Our knowledge is weak in important details, however. How are the many services that ecosystems provide to humanity altered by modifications of ecosystem composition? Stated in another way, what is the role of individual species in ecosystem function?.* [Schulze et Mooney, 1994] (préface)

Cette citation stipule que le rôle de chaque espèce sur le fonctionnement des écosystèmes est une autre formulation (« *Stated in another way* ») de la question du lien entre modification de la composition des écosystèmes et les multiples services que les écosystèmes fournissent à l'humanité. L'altération de la composition et du fonctionnement des écosystèmes interprétés en termes de modification des « services » qui en dérivent peut s'établir logiquement. La recherche scientifique dédiée à la BEF consiste à opérer ce lien logique. Mooney réaffirme la bijection entre fonctions et services quelques années plus tard en insistant encore plus clairement sur la dimension politique que celle-ci permet de forger :

> *Ecosystem functional properties can also be viewed in terms of « services » they provide to human society. This relationship between ecosystem functional properties and ecosystem services is important since it provides a powerful link between research in basic ecology and the interests of the general public an policy makers.* [Mooney, 1998 : 81]

Nous proposons de voir dans la mise en place de ce lien logique la fabrication d'un intérêt. La biodiversité, adossée à l'écologie des écosystèmes est fonctionnalisée et se dote d'une dimension instrumentale.

L'ouvrage débute par une première section consacrée au thème de la fonction écosystémique (« *ecosystem function* »). Le premier chapitre de cette section est rédigé par Peter Morrison Vitousek (qui travaille, comme Mooney, au département de sciences biologiques de l'université de Stanford) et son doctorant David Hooper. Vitousek qui s'est particulièrement distingué pour

ses travaux sur le cycle de l'azote oriente l'approche vers la biogéochimie des écosystèmes. Vitousek et Hooper constatent que les travaux menés sur les écosystèmes et les populations se sont développés séparément et observent un rapprochement récent de ces deux niveaux d'étude du fait de l'attention croissante aux effets des actions humaines sur la diversité biologique et les écosystèmes :

> *The gap between population and ecosystem ecology is now narrowing substantially, and the linked nature of human alterations to both biological diversity and ecosystem functioning is increasingly appreciated. These developments have led to renewed interest in the connections between diversity and many aspects of ecosystem function.* [Vitousek et Hooper, 1994 : 3]

Les résultats disponibles sur le lien entre espèces et communautés se sont, d'après les auteurs, jusqu'alors limités à démontrer l'effet d'espèces individuelles sur la biogéochimie des écosystèmes. Mais, précisent-ils, l'effet de la diversité *en tant que telle* reste à établir : « *Our central question is: Does species diversity (per se) affect the biogeochemistry of terrestrial ecosystems? As we will show, this question has not been answered empirically, but we believe that the time is right to address it* » [Vitousek et Hooper, 1994 : 4].

Ils abordent de multiples fonctions biogéochimiques comme la productivité, la décomposition, le recyclage des nutriments, le développement et la fertilité des sols. Quant à la diversité biologique, elle est assimilée au nombre d'espèces. C'est dans ce chapitre qu'une formalisation graphique du lien entre la diversité biologique et une fonction écosystémique est proposée pour la première fois:

> *The relationship between biological diversity and ecosystem function could take a number of forms (Fig. 1.1). At one extreme, it could be linear, with each additional species having a constant effect on ecosystem function across a broad range of diversity (type 1, Fig. 1.1). It may be asymptotic, with a decreasing and ultimately disappearing effect of adding species to an ecosystem (type 2). Finally, at the other extreme the relationship could be non-existent, with additional species (beyond one representative of each significant group, such as plants or decomposers) having no effect (type 3)*

Un graphique correspondant à cette formulation théorique est ainsi tracé :

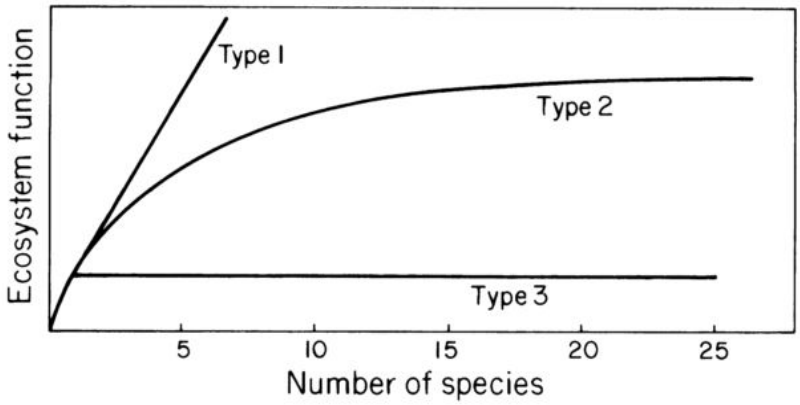

Fig. 1.1. Possible functional relationships between biological diversity and ecosystem-level biogeochemical functions. Type 1 curve implies a linear effect of diversity, type 2 suggests an asymptotic relationship, and type 3 suggests that there is no effect of diversity

Figure 4. Extrait du premier chapitre de l'ouvrage intitulé « *Biodiversity and Ecosystem Function* » publié en 1994. Ce graphique conçu par Vitousek et Hooper est l'une des premières formalisations théoriques du lien entre la biodiversité (ici représentée par le nombre d'espèces) et le fonctionnement des écosystèmes.

Trois types de relations sont proposées, toutes croissantes mais différentes dans leurs formes. La version asymptotique (Type 2) est anticipée par les auteurs comme étant la plus courante. La première expérience menée en 1991 testant ce lien empiriquement semble correspondre à ce type de forme:

> *We anticipate that, in practice, the type 2 pattern will prove to be most widespread in natural ecosystems. Adding species until all major functional groups (i.e., nitrogen fixers, successional pioneers, deeply rooted plants) are represented should have a larger effect on a given process than would further additions of representatives of those groups.* [Vitousek et Hooper, 1994 : 8]

L'importance stratégique de cette relation et des recherches théoriques et expérimentales traitant de la BEF va se manifester rapidement sous plusieurs formes. LA SCOPE sponsorise un nouveau séminaire sur cette même thématique à Alisomar en Californie pour tenter de faire le point sur les évidences empiriques à l'appui du graphique ci-dessus pour différents groupes et différents écosystèmes. Selon Yvonne Baskin, une journaliste présente à Alisomar, les scientifiques concluent que les résultats semblent mitigés sauf pour la fonction qui correspond à la productivité primaire des communautés de plantes qui semble bien correspondre au type 2.

> *Not unexpectedly, they found that for most ecosystem functions, especially below-ground processes such as decomposition and nutrient cycling, not enough is known yet to predict how sensitive they are to loss of diversity. However, for one important process, net primary*

> *productivity, the weight of evidence seems to show that above a threshold number of species, increases in species diversity do not improve function. Thus, it appears most natural ecosystems can afford to lose some species without faltering in their production of plant material.* [Baskin, 1994b : 657]

Baskin note aussi que lors du séminaire d'Alisomar, on débat des motivations mêmes d'une telle recherche, certains écologues pointant du doigt la perspective anthropocentrique et instrumentale de l'approche fonctionnelle. Mais le raisonnement coût-bénéfice sera néanmoins mobilisé pour justifier l'étude des possibles redondances dans le rôle des espèces pour le fonctionnement des écosystèmes :

> *Governments have only limited resources, and they must have some guidelines about what is most important to save. "We're asking a technical question, but you can't divorce that from the bigger societal issues," says Mooney. "If we lose biodiversity, what else are we losing? No one has tried to answer that before."* [Baskin, 1994b : 657]

Nous retrouvons ici le déploiement d'une recherche scientifique au service de l'injonction énoncée par Walker deux années auparavant qu'il nous semble utile de rappeler à nouveau :

> *If scientists are to contribute usefully to the inevitable increase in management and political decisions relating to biodiversity, they need to address the issue of functional diversity and ecological redundancy in community composition. To do this requires development of a functional approach to describing biological composition, rather than sole reliance on the conventional taxonomic approach. Adherence to a policy that places equal emphasis on every species is ecologically unsound and tactically unachievable.* [Walker, 1992]

Cette recherche instaure une forme de tension entre les deux objectifs que la BEF est censée réconcilier : la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes. En effet, la relation entre biodiversité et fonctionnement des écosystèmes tend à montrer que des espèces peuvent être considérées comme redondantes dans une situation donnée accréditant l'appel de Walker. S'il s'agit d'optimiser la production de biomasse d'un ensemble d'espèces, un optimal est atteint avec l'ajout de quelques espèces. Au-delà de cet optimum les espèces nouvelles contribuent relativement peu à la production de biomasse. Politiquement, une approche coût-bénéfice de la biodiversité semble donc défendable pour maintenir les fonctions de l'écosystèmes qui intéressent l'humain. Le fonctionnement de l'écosystème ne nécessite qu'un nombre réduit d'espèces qu'il s'agit d'identifier.

Mais ces mêmes recherches soulignent que la redondance, en elle-même, devient cruciale en environnement changeant. La singularité de chaque espèce peut être amenée à contribuer de manière essentielle au fonctionnement de l'écosystème si les conditions changent. Les

conclusions en environnement incertain permettent d'écarter l'idée d'espèces « remplaçables » dès que l'on s'écarte de conditions stables et contrôlées.

Ce qu'il est intéressant de noter dans ce débat est la « commande » qui impose d'établir un lien *positif* entre diversité et fonctionnement pour fournir une aide à la décision. Baskin note cette dimension auto-réalisatrice de la BEF lors d'un entretien avec l'un des scientifiques du séminaire (nous soulignons) :

> *Despite the current lack of data, governments around the world have already begun to act on the assertion that biodiversity is essential to healthy ecosystem functioning. "We have raised the expectations of policy formulators," Ian Noble of Australian National University told the workshop. "Now we find ourselves having to produce the evidence to support a claim that's already very public."* [Baskin, 1994b : 657]

Les chercheurs se voient contraints de confirmer *(we find ourselves having to*) ce qui est déjà largement accepté dans la formulation politique du problème et de fournir les clés pour « choisir » quelles espèces préserver en priorité :

> *that left the participants with the toughest job of all: formulating guidelines for deciding which species really are crucial, and which ecosystem functions they're needed for. The workshop showed that researchers are far from about such guidelines. Yet the relentless pressures imposed on biodiversity by agriculture, development, and population are making some kind of species triage unavoidable and ecologists would like to provide guidelines to help policymakers make the best cuts.* [Baskin, 1994a : 202]

En retraçant les motivations du SCOPE, Mooney parvient à la même conclusion : l'un des objectifs de ces recherches était bien appliqué et adoptait le raisonnement en coût-bénéfice mis en avant par Walker en 1992 :

> *The greatest challenge facing the science and practice of ecology today is developing tools to reconstruct, or repair, ecosystems that have been degraded through human activities. This research area is still poorly developed and needs considerable attention. The basis for this science lies in the kind of material discussed in this book – what species in what combinations provide the greatest ecosystem services? What sort of species representation is needed to ensure stability in face of fluctuating climates?* [Mooney *et al.*, 1996 : 3]

Le type de courbe tracée de manière théorique en 1991 à la naissance de la BEF va être reproduit en faisant varier à la fois la définition spécifique de la « biodiversité » mesurée, l'échelle spatiale considérée, et la manière dont les mesures ont été prises mais aussi ce qui est entendu par « fonctionnement » de l'écosystème.

Ces recherches ont déployé l'ensemble des approches possibles de l'écologie scientifique : des expériences locales, des dispositifs expérimentaux d'écosystèmes contrôlés (dispositif ecotron), des expériences de terrain à grandes échelles, des modèles et une variabilité importante de cas

d'études. Vingt années de recherche ont été rythmées par des débats sur les définitions ou les méthodes autour de cette question [Loreau *et al.*, 2001]. Et la recherche perdure aujourd'hui, ne cesse de se complexifier en intégrant des nouvelles formes de biodiversité ou de processus écologiques impliqués.

Pour notre étude, il est inutile de préciser les enjeux des méthodologies statistiques et la variabilité des résultats menés durant plus de 30 années de recherche sur la question et plusieurs milliers d'articles scientifiques. Retenons simplement les résultats le plus souvent rencontrés pour expliquer cette relation mais aussi les principaux impensés identifiés par les acteurs mêmes de cette recherche :

L'explication d'une relation positive entre la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes s'explique par deux effets. Le premier est un effet dit « de sélection » : en augmentant le nombre d'espèces dans une expérience ou un modèle on augmente la probabilité d'inclure dans l'assemblage une espèce fortement compétitrice et productive dont l'effet sera dominant sur les autres. L'ajout d'espèces dans une communauté augmente ainsi la probabilité de former des combinaisons d'espèces comprenant une espèce très performante au regard de la fonction considérée. Ce premier effet est souvent qualifié d'effet d'échantillonnage car il est provoqué par une simple variation de probabilité mais ne nécessite pas de processus écologique proprement dit. Le deuxième effet, de « complémentarité », est provoqué par la propriété des assemblages plus riches en espèces d'être dotés d'une plus grande variabilité de stratégie d'utilisation des ressources. Des interactions écologiques entre espèces (de compétition et de facilitation) aboutissent à un « meilleur rendement » qui est ensuite interprété comme « meilleur fonctionnement » dans les communautés les plus riches [Loreau *et al.*, 2001]. Un débat important s'ouvre sur la réalité de ces deux effets et les biais des expériences menées pour les caractériser. Une forme de consensus a néanmoins émergé en admettant l'existence conjointe des deux processus.

Il demeure que même mieux comprise, cette relation positive entre biodiversité et fonctionnement des écosystèmes repose sur des séries d'hypothèses fortes rarement explicitées. La première série d'hypothèses concerne les biais multiples qui affectent ces recherches. Une synthèse de l'histoire et du développement de la BEF reconnait la difficulté de généraliser cette relation pour plusieurs raisons : la plupart des études concernent des écosystèmes très particuliers, les prairies, se focalisent sur les plantes, assimilent la biodiversité au nombre d'espèces et le fonctionnement à la production de biomasse. Les résultats obtenus sur des

approches plus complexes intégrant des mesures de biodiversité plus fines, adoptant une approche trophique (non focalisée sur un groupe comme les plantes mais admettant des interactions entre groupes) sont bien moins probants que les premières graphiques de la BEF [Reiss *et al.*, 2009].

L'autre série d'hypothèses concerne plus fondamentalement la base logique de la BEF. Si une relation positive semble être inévitablement obtenue pour des fonctions qui dépendent de l'effet positif de la « sélection » et de la « complémentarité », ces deux explications sont issues de modèles simplifiés dépourvus d'universalité. Par exemple, il suffit de considérer des cas où l'effet de sélection s'inverse [Jiang *et al.*, 2008], lorsque la fonction considérée dépend principalement d'espèces peu abondantes et peu compétitrices. Cette situation est en fait assez commune dès lors que l'on considère plusieurs niveaux trophiques, par exemple des plantes et des herbivores. Dans ce cas, les assemblages plus riches de plantes ont plus de chance d'inclure des espèces non consommées par l'herbivore, de devenir dominantes et d'exclure les autres plantes et d'entrainer une diminution de l'herbivore, qui se voit contraint dans la consommation de sa ressource principale. Plus généralement, l'augmentation de la diversité dans un niveau trophique (par exemple des proies) peut entrainer une baisse de l'abondance d'un autre niveau (des prédateurs ayant plus de difficultés à trouver la proie sur laquelle ils se sont spécialisés) et par suite, à l'échelle de l'écosystème, une diminution de certaines fonctions dépendant de ce deuxième niveau trophique.

L'importance d'espèces qualifiées de « clé de voute » du fait de leur effet majeur sur les propriétés d'un écosystème malgré leur faible abondance peut produire ce type de situation [Estes *et al.*, 2011]. Même au sein d'un niveau trophique, il suffit de se placer dans un contexte de conditions environnementales fluctuantes pour que la distribution des abondances spécifiques change et que les espèces rares deviennent plus abondantes dans les nouvelles conditions. Les effets de sélection et de complémentarité établis dans des conditions données se trouvent alors complètement altérés dans d'autres conditions rendant caduque la relation entre biodiversité et fonctionnement [Schwartz *et al.*, 2000]. Une redondance fonctionnelle observée pendant une courte durée s'efface si les expériences sont prolongées dans le temps, révélant ainsi l'unicité de la contribution de chaque espèce au fonctionnement de l'écosystème [Reich *et al.*, 2012] et compromettant la possibilité d'adopter une approche coût-bénéfice simple, contrairement à l'hypothèse de Walker.

Au-delà de ces précisions techniques, il importe de souligner pour notre propos que la relation positive entre biodiversité et fonctionnement des écosystèmes a participé à une appréciation nouvelle de la crise de la biodiversité quels que soient les résultats de ces recherches. Les conclusions ou hypothèses du SCOPE tendent à affirmer que, si la diversité biologique s'érode, le fonctionnement des écosystèmes est impacté. Protéger la biodiversité, revient de manière indirecte à assurer le maintien de fonctions et des services utiles aux humains. De même que l'accumulation de données a permis aux lanceurs d'alerte d'invoquer une « biodiversité mondiale » en s'appuyant sur des indicateurs quantitatifs, la mise en relation de la biodiversité avec le fonctionnement des écosystèmes confère au problème écologique une dimension nouvelle. C'est le fonctionnement des écosystèmes qui est menacé plus que la quantité totale d'espèces.

Il nous semble pourtant que le « tournant fonctionnaliste » tel que nous avons tenté de le décrire sur le cas particulier de la BEF et du graphique clé correspondant, entérine néanmoins un paradoxe épistémologique. L'écologie qui se développe autour de la BEF cherche plus à analyser la dynamique des populations et des assemblages d'espèces que de faire référence à toute forme de fonctionnement d'entités supérieures. Certes, la BEF énonce un nouveau problème : si la diversité biologique s'érode, quelles sont les conséquences de cette érosion à l'échelle des écosystèmes ? Mais la question est posée sans que l'ontologie de ces systèmes soit explicitée. Ce qui est dénommé « fonctionnement de l'écosystème » est une catégorie devenue obsolète et abandonnée dans l'écologie post-odumienne.

Ainsi la biodiversité réconcilie deux niveaux (communautés et écosystèmes) et deux ontologies renvoyées dos à dos après la remise en cause de l'écologie odumienne (réductionniste et holiste). Comment un tel tour de force est-il possible ?

Shadid Naeem, l'un des écologues ayant participé activement à la formulation de ce programme de recherche, note que c'est bien la notion de biodiversité et ce qu'elle suscite comme inquiétude qui a permis cette articulation :

> The relatively recent and dramatic declines or changes in biodiversity due to the activities of rapidly expanding human population have generated tremendous national and international interest in understanding the potential consequences of such loss. Coupled with concerns for human impacts on biogeochemical cycles, it is not surprising that the relationship between declining biodiversity and ecosystem function has emerged as a modern topic of ecological research. [Naeem, 2002 : 1540]

Une sorte de reconfiguration téléologique semble avoir eu lieu pour que l'on puisse parler de fonctionnement des écosystèmes dans un cadre de pensée qui refuse les thèses holistes et équilibristes de l'écologie des écosystèmes des années 1980. Nous proposons d'analyser cette reconfiguration plus en détail afin de mieux comprendre ce qui a conditionné ce tournant fonctionnaliste et suscité un intérêt politique.

3. La fonction en écologie scientifique : perte et renouveau téléologique

Un retour sur la notion de « fonctionnement » et de « fonction » semble ici nécessaire pour préciser les enjeux technopolitiques du tournant fonctionnaliste. Notons dans un premier temps que le parallèle entre la fonction biologique et la fonction d'un outil semble aller de soi : on parle d'un outil ou d'une machine qui « fonctionne » correctement lorsqu'il remplit le rôle qui est le sien. On utilise aussi le terme de fonction sans hésitation pour décrire un métier comme la fonction d'un médecin. On conçoit aussi aisément que l'on puisse parler du fonctionnement d'un organe. Comme l'ont souligné Armand de Ricklès et Jean Gayon l'idée de fonction est pour le biologiste une sorte « d'outil intellectuel spontané » [de Ricklès et Gayon, 2011 : 179] si omniprésent qu'il semble pouvoir se passer de définition.

La notion de fonction pour le biologiste ou l'écologue a pourtant un statut ambigu qui pose des difficultés. Car la différence entre la fonction d'une entité biologique et la fonction d'un artefact est que cette dernière s'ancre dans l'intention de son inventeur. La notion même de « fonction » suppose une intention et donc une forme de finalisme. Les objets étudiés par les biologistes et les écologues ont-ils une fonction en eux-mêmes ? *Peuvent-ils* en avoir une indépendamment d'une quelconque attente de notre part ? La fonction, précisent Ricklès et Gayon « ne concerne pas seulement l'effet *réel* d'une structure, d'un dispositif ou d'un processus, mais aussi son effet *attendu* : non pas seulement ce que la fonction fait, mais aussi ce qu'elle est *censée* faire » (*functio* est dérivé de *fungor* qui signifie « s'acquitter de » avec un sens proche d'*officium* qui signifie « charge » et correspond à un registre juridique ou administratif).

Bruno Latour caractérise l'acte technique par la distribution des fonctions dans un tout :

> Dès que vous imaginez des parties qui « remplissent une fonction » à l'intérieur d'un tout, vous êtes inévitablement tenu d'imaginer aussi un ingénieur qui procède à leur agencement. Il n'y a en effet que dans les systèmes techniques que l'on puisse distinguer des parties et un tout. C'est même la définition de l'acte technique : à partir d'un plan vous pouvez

> anticiper les rôles qui seront occupés par les éléments en fonction d'un but. [Latour, 2015 : 128]

La notion de fonction est ainsi facilement lestée d'un modèle technique qui complique son usage pour écrire le fonctionnement du vivant sans anthropomorphisme. En écologie, l'idée de rôle « attendu » apparaît clairement lorsque l'on parle « d'écosystème non-fonctionnel », suggérant que celui-ci est en mauvais état, un état qui ne correspond pas à ce que l'on attend de lui.

Nous pouvons admettre que les entités biologiques remplissent des fonctions en contournant cette difficulté apparente dès lors qu'une explication *téléologique* des phénomènes naturels est admise. Une perspective aristotélicienne du vivant permet par exemple d'inscrire chaque phénomène biologique dans un ensemble supérieur et de ramener la notion de fonction à une propriété interne nécessaire. Dans cette perspective, la nature des objets biologiques correspond précisément à leur cause finale (*telos*) assimilable à leur fonction naturelle fondamentale. La fonction est définie par le rôle qu'une partie occupe dans le cosmos. Une perspective divine permet la même réponse mais externalise l'explication de l'origine des caractéristiques des phénomènes biologiques. Dans les deux cas, l'usage de la notion de fonction s'accorde parfaitement avec l'idée d'équilibre de la nature [Egerton, 1973]. Chaque élément biologique peut dès lors se concevoir comme doté d'une fonction essentielle : celle de participer à cet équilibre, que celui-ci soit pensé comme une propriété essentielle de la nature ou comme étant d'origine divine.

La modernité a pourtant porté un coup décisif à de telles perspectives en ramenant les phénomènes biologiques à des phénomènes physiques et l'explication scientifique à un exercice rationnel fondé sur un matérialisme méthodologique. Maintenir la notion de fonction masquerait ainsi un finalisme résiduel, qui, s'il ne nécessite plus de support téléologique explicite de la part des biologistes ou des écologues, se « constate » comme une propriété émergente de la structure de entités biologiques ou des écosystèmes. A ce titre, Ricklès et Gayon proposent de voir dans le « fonctionnalisme » « un masque 'présentable' du finalisme en biologie » [de Ricklès et Gayon, 2011 : 179]. L'usage contemporain du terme de fonction en écologie scientifique et le langage qui s'y rapporte (fonctionnement d'un écosystème, rôle fonctionnel d'une espèce, trait fonctionnel) méritent donc d'être clarifiés.

Commençons par clarifier le sens de la fonction *biologique* avant d'entreprendre l'interprétation que l'on peut avoir d'une fonction proprement *écologique*. En biologie, la question qui se pose

pour la fonction d'un organe (le cœur ou l'œil sont utilisés comme exemples les plus classiques) est comment peut-on définir la « fonction » de l'organe sans faire appel à une téléologie cosmique ou divine ?

On peut attendre d'une explication scientifique qu'elle soit causale, autrement dit que la cause précède l'effet. Si j'admets que le rôle du cœur est ce qui explique son existence (le cœur existe *pour* propulser le sang), l'explication est finale et demeure incomplète. Un finalisme surgit de l'inversion dans la succession de la cause et de l'effet. Or sans téléologie cosmique ou divine et sans intentionnalité, comment justifier un tel finalisme ? Comment justifier que le cœur ait un *rôle* ? La congruence de fait entre la structure de l'organe et son effet constaté ne peut trouver d'explication que dans les phénomènes naturels eux-mêmes. On dira que l'œil n'est pas fait *pour* voir mais que la fonction de l'œil *est* de voir.

Ce couple indissociable structure-fonction se comprend généralement selon deux approches. La première, historique, suppose que ce couple résulte du processus d'adaptation et de la sélection naturelle qui joue le rôle de « moteur » de l'évolution. Cette théorie, qualifiée d'*étiologique*, replace la fonction dans une histoire évolutive. La fonction du cœur n'est pas son rôle mais *est l'effet pour lequel il a été sélectionné*. La cause de cette identité se situe dans le passé et ce qui est observé n'est que la suite d'un enchainement d'événements singuliers contingents. En ce sens, un énoncé fonctionnel étiologique est un condensé d'explication historique.

Une autre approche consiste à considérer que le couple structure-fonction forme un « système » précisément défini par un ensemble de parties dont la réunion en système a des propriétés émergentes qui correspondent aux fonctions de ce système. Cette approche anhistorique refuse de chercher les causes du fonctionnement du système dans le passé mais s'intéresse plutôt aux effets mesurables d'un changement de disposition du système tel qu'il existe. Il s'agit d'identifier un ensemble de composés élémentaires et d'analyser comment les propriétés de ces éléments participent à l'émergence de propriétés de cet ensemble lui-même. La causalité est ici dite *nomologique* car relevant des propriétés générales d'un système que l'on peut comprendre comme conséquence matérielle nécessaire ayant valeur de loi. La fonction du cœur n'est pas *son rôle*, mais la propulsion du sang émerge nécessairement des propriétés du cœur en tant qu'intégré dans un système. Un énoncé fonctionnel est dans ce cas un condensé d'explication analytique et mécaniste.

Vis à vis de l'organe, ces deux approches de la fonction sont bien distinctes : « la conception étiologique tend à expliquer la présence du cœur, la conception systémique tend à expliquer la circulation du sang » [de Ricklès et Gayon, 2011 : 194]. Une littérature théorique très abondante discute régulièrement du bien-fondé des deux approches respectives.

Mais ces deux approches sont-elles satisfaisantes pour parler de la fonction en écologie ?

Les quelques travaux en philosophie de l'écologie portant sur cette notion notent qu'en dépit de son utilisation courante, ce terme est loin d'être univoque et que son usage bénéficie plus d'un consensus implicite que d'assises théoriques claires [Nunes-Neto *et al.*, 2014]. Suffit-il pour clarifier cette notion de transposer les propositions élaborées en biologie au niveau de l'écosystème ? Comment passer du fonctionnement de l'organe au fonctionnement de l'écosystème sans finalisme téléologique ?

Une première difficulté semble évidente dans la mesure ou un écosystème s'il peut, par analogie, se concevoir à la rigueur « comme » un organe, identifier l'organisme auquel participerait cet organe est problématique. Quant à assimiler l'écosystème lui-même à un organisme à part entière cela nécessiterait d'admettre sa capacité de reproduction et d'unité de sélection, hypothèses pour le moins difficile à tenir. On a donc du mal à voir ce que serait une explication évolutive pour un écosystème.

Précisons que l'écologie dite « fonctionnelle » ne cesse de définir des fonctions au niveau individuel. On peut, par exemple, considérer qu'un insecte possède un trait qualifié de « trait fonctionnel » impliqué dans la pollinisation. Cette caractéristique peut recevoir une définition non ambiguë dans le cadre étiologique en désignant non pas « un rôle pour » mais des traits morphologiques, physiologiques ou toute caractéristique phénotypique qui affectent la croissance, la survie ou la reproduction de l'individu [Violle *et al.*, 2007]. Dès lors, ces traits qualifiés de « fonctionnels » peuvent être agrégés à n'importe quel niveau et produire des indices utilisables en écologie. Ainsi, l'usage de la notion de « fonction » en écologie ne suppose pas que leur utilisateur souscrive à une téléologie divine ni même à l'idée de finalité dans la nature. Un fonctionnalisme « de constat » relevant les multiples exemples d'adaptation dans le monde vivant peut suffire à maintenir l'idée de fonction dans le cadre darwinien.

En revanche, lorsqu'il ne s'agit non plus d'une unité de sélection mais d'un ensemble d'espèces ou d'un écosystème, l'écologue ne peut plus, à l'instar du biologiste au sujet d'un organe, remplacer la définition téléologique de fonction en tant que « rôle pour » par des définitions

plus organiques comme « nécessaire à la vie de », « avantageuse par rapport à », « ayant permis le maintien dans le temps de » ou « ce pourquoi cela a été sélectionné ».

Selon Antoine Dussault, indépendamment du débat sur la possibilité de voir dans des entités supra-individuelles des unités de sélection (en envisageant qu'une sélection de « groupe » puisse avoir lieu) l'usage de la notion de « fonction » d'une espèce en écologie ne peut s'interpréter que sous le seul prisme de l'argument sélectif. Dussault note en particulier que l'usage de la notion de fonction d'un organisme en écologie se limite à la description de propriétés contextuelles, c'est-à-dire relatives à la présence d'autres organismes (l'auteur souligne) :

> *The notion of functional equivalence at play in functional ecology involves an understanding of ecological functions as contextual properties which depend upon an organism's actual or potential interactions with other organisms. This contrasts with evolutionary biology's understanding of functions as historical properties which depend on an organism's selective history as in the selected effect account.* [Dussault, 2018]

Autrement dit, selon Dussault, il ne s'agit pas tant pour les écologues de comprendre la fonction comme un *design* de l'organisme que de décrire la relation entre des organismes comme le lapin et le renard en termes d'*usage* ou de *service*. Le lapin et le renard n'ont pas besoin d'être conçus comme ayant co-évolué dans une relation de proie-prédateur pour admettre que le lapin est utilisé comme ressource par le renard et acquiert une fonction d'utilité pour celui-ci. Le renard, à son tour « sert » d'autres organismes en régulant la population des lapins.

Mais dès lors qu'il s'agit de décrire la fonction d'une entité telle que l'écosystème lui-même, seule l'approche nomologique et systémique (qui considère que la fonction est le résultat de la structure d'un système supérieur) semble avoir du sens.

De fait, cette perspective résolument holiste (aussi nommée organiciste ou émergentiste) ayant assimilée la fonction à une propriété émergente d'un système organisé a servi de base à l'écologie tracée par Frédéric Clements poursuivie par Charles Elton et reprise par Eugène Odum. Clements assimile explicitement une communauté de plantes à un « super-organisme ». Dans ce cas, la fonction n'est autre que ce qui permet aux individus de faire progresser le développement de la communauté de la même façon que l'organe *participe* à la vie de l'organisme.

C'est ainsi que Clements définit l'aspect fonctionnel de la succession :

> *Functional aspect. The motive force in succession, i. e., in the development of the formation as an organism, is to be found in the responses or functions of the group of individuals,*

> *just as the power of growth in the individual lies in the responses or functions of various organs. In both individual and community the clue to development is function, as the record of development is structure.* [Clements, 1916]

De même, pour Charles Elton, chaque espèce occupe un rôle spécifique dans la communauté et participe à certaines de ses fonctions, par exemple au maintien de sa « stabilité » en résistant aux invasions. Lors des relevés méticuleux de terrain auquels doivent s'employer les écologues[21], cette fonction peut s'observer :

> *It is most important that it should be understood that the allotment of a species to its community is subject to a number of criteria, depending upon one's notions about the nature of communities. In this survey the main criteria are these: [...] any proof of a biological function being performed there is important - feeding, breeding, hibernating and so on, and this can frequently be inferred from the known habits of the animal elsewhere, as when an insect is attached to only one plant.* [Elton, 1966 : 93]

Pour Elton, nous n'aurons aucun mal à considérer la « pollinisation » d'un insecte comme une fonction au sein d'une communauté supérieure car c'est un critère permettant de comprendre ce que l'insecte alloue à la communauté. L'espèce a une « place » définie par son rôle. Et ces places sont interchangeables du point de vue de la communauté. Car lorsqu'il s'agit du fonctionnement, les entités sont moins importantes que la communauté elle-même : « *Communities contain too many methods of compensation and the substitution of one species for another for it to be possible to claim that all species are functionally important in a community, though they certainly are from other (including ethical) points of view* » [Elton, 1966 : 382].

La fonction d'une espèce et sa redondance se jugent à l'aune de sa participation à la dynamique de la communauté biotique toute entière, centre téléologique auquel toutes les parties peuvent se rapporter.

L'écologie odumienne a également développé une vision fonctionnelle de l'écosystème selon laquelle l'écosystème est l'unité fondamentale et désigne un système intégré d'échanges et de flux d'énergie entre des compartiments biologiques et abiotiques. De nouveau, la « fonction » de l'écosystème ne fait que prolonger la notion de fonction systémique déjà utilisée en biologie à des systèmes supérieurs. Odum, postule à ce titre qu'une homéostasie fonctionnelle a émergé dans la nature en dépit de la diversité des structures et des composantes individuelles des écosystèmes (« *A functional homeostasis has been evolved in nature despite the wide range in*

[21] On se réfèrera à l'étude des relevés de terrain, en particulier tels que définis par Elton préalablement abordée dans le deuxième chapitre de ce travail, p. 66-68.

species structure and in biomass structure ») [Odum, 1962 : 111]. Il y a, nous dit Eugène Odum, une « stratégie de développement de l'écosystème ». Le moteur de cette stratégie est le fonctionnement du système, le résultat, sa structure.

Le couple structure-fonction n'a pas de difficulté à être défini et Eugène Odum fonde précisément son écologie sur ce lien. La structure correspond à la fois à la composition des communautés naturelles (incluant les espèces, le nombre d'individus, la biomasse et la distribution spatiale des populations), au compartiment abiotique (l'eau et les nutriments par exemple), et aux conditions environnementales (la température, la lumière). La fonction, quant à elle, est définie par le flux d'énergie qui traverse le système dans les processus de respiration et de production de matières, les cycles biogéochimiques et les processus de régulations d'origines biologiques (par exemple la fixation de l'azote par les micro-organismes).

A partir de cette différenciation entre la structure et la fonction, la question que l'écologie odumienne se pose est de comprendre comment la structure influence la fonction de l'écosystème, au même titre que l'on peut se demander quelles sont les propriétés émergentes du système cœur. On peut examiner le lien en établissant des bilans énergétiques de gains et de pertes de matières et d'énergie entre différents écosystèmes, tout comme le cardiologue étudie le fonctionnement du cœur soumis à différent tests.

En présentant l'écologie comme une discipline intégratrice dont l'écosystème est l'unité fondamentale et qui se comprend comme une organisation hiérarchisée Eugène Odum formule ce programme holiste : « *An important consequence of hierarchal organization is that as components, or subsets, are combined to produce larger functional wholes, new properties emerge that were not present or not evident at the next level below* » [Odum, 1977].

Son approche s'accorde parfaitement avec une vision instrumentale du fonctionnement des écosystèmes. Ce à quoi peut « servir » un écosystème émerge directement du détournement de son fonctionnement. Le fonctionnement d'un écosystème encore immature a un bilan énergétique positif dont on peut bénéficier directement. Son fonctionnement produit de la biomasse exploitable. Un écosystème suit une succession d'états vers un stade de maturité (climax) dans lequel les processus de production et de consommation s'équilibrent naturellement. Un écosystème mature, équilibré, a aussi un fonctionnement bénéfique car même s'il n'y a pas de ressources à extraire, sa « stabilité » (ici définie comme le maintien des paramètres dans le temps) est une caractéristique potentiellement utile aux humains :

> *in the climax community production is mostly consumed by respiration (plant and animal) so that the community production in an annual cycle may be zero. On the other hand, the stability of the climax and its ability to buffer and control physical forces (such as water and temperature) are desirable characteristics from the viewpoint of human population.* [Odum, 1962 : 115]

Le « fonctionnement de l'écosystème » dans cette perspective systémique est donc relativement cohérent. En distinguant des parties, un tout, et des propriétés de ce tout, la téléologie propre au système suffit : soit on le conçoit comme un organisme à part entière et sa finalité est de se reproduire (dans la vision de Clements) soit il poursuit une stratégie de développement orienté vers un stade ultime et dans lequel il tend à se maintenir (dans la vision de Odum). Dans cette approche systémique, le parallèle entre le fonctionnalisme technique et écosystémique est alors aisé. L'écosystème, bien que non artificiel fonctionne *comme* une machine thermodynamique. Chunglin Kwa note à cet égard qu'Odum utilise tantôt la métaphore de l'organisme tantôt celle de la machine pour décrire le fonctionnement des écosystèmes [Kwa, 1987].

Dans la vision holiste et équilibriste de Clements, Elton et Odum la fonction correspond à la propriété d'un tout ordonné. Cet « ordre » et cet équilibre sont constitutifs de l'idée d'écosystème ou de communautés conçues comme des organismes téléologiques.

Les humains n'ont qu'à déployer leur connaissance de ces systèmes et leur capacité à les maîtriser et à les exploiter pour tirer le meilleur bénéfice de leur fonctionnement interne. l'IBP s'était fixé un tel projet dans un élan d'optimisme.

Certes, une telle perspective systémique n'a pas été complétement abandonnée en écologie. Certains auteurs ont montré que le lien entre structure et fonction des écosystèmes produit des résultats qui rapprochent les processus écosystémiques des processus individuels. La relation qui lie la biomasse des prédateurs et des proies est très similaire dans la plupart des écosystèmes mais aussi très similaire à la relation qui lie la croissance d'un individu à sa masse. Ian Hatton et ses collègues suggèrent sur la base de ces résultats que des processus élémentaires sont communs à tous les niveaux d'organisation et rapprochent le niveau de l'organisme individuel du niveau écosystème [Hatton *et al.*, 2015] : « *Community growth scaling emerges over large numbers of individuals and size structure is often near constant, indicating that similar growth dynamics at the community and individual levels arise independently. This may point to basic processes that reemerge across systems and levels of organization* ».

Mais la téléologie nécessaire à l'idée de fonctionnement d'un écosystème a été clairement bousculée par l'écologie post-odumienne dont nous avons brièvement délimité les

propositions[22]. Rappelons que l'une d'entre elles refuse de considérer les écosystèmes comme ayant une homogénéité ou une quelconque stratégie de développement : « *many scientists assume that homogeneous ecosystems are a reality, when in truth virtually all naturally occurring and man-disturbed ecosystems are mosaics of environmental conditions* » [Worster, 1990].

Comment parler de fonctionnement sans recours à l'approche systémique de la fonction ?

Un premier argument avancé par Antoine Dussault est que le fonctionnement de l'écosystème a pu être étudié sans que le paradigme de l'organisme individuel soit nécessaire. La fonction, envisagée de manière contextuelle par les écologues correspond à l'effet d'un organisme sur un autre et non à sa contribution à un tout intégré :

> *as conceived by functional ecologists, organisms establish themselves within ecosystems as a result of the local environment's providing favorable biotic and abiotic conditions rather than because of the functions they are meant to fulfill within them. Once established, they may then acquire ecological functions through being involved in use and service interactions with other organisms.* [Dussault, 2018]

Selon Dussault, l'analogie qui est de mise pour la BEF est moins celle du super-organisme que celle de l'interdépendance des professions dans une communauté humaines : les espèces servent et sont utilisées par d'autres et l'on peut qualifier ces interdépendances de fonctionnelles. Il ne s'agit pas vraiment de savoir pourquoi elles ont tel ou tel rôle vis-à-vis d'un tout mais comment elles interagissent. Le tout, quant à lui, est une unité plutôt physiologique que proprement évolutive. Son fonctionnement correspond à des processus plutôt qu'à une quelconque évolution :

> *The ecological use of the function concept, therefore, is tied to an understanding of ecosystems as physiological rather than evolutionary entities. Thus, in contrast to what would be implied by the adoption of a selected effect account of ecological functions, the ecological understanding of function does not entail a view of ecosystems as units of natural selection.* [Dussault, 2018]

Envisagé ainsi, le problème de la fonction peut s'affranchir d'une explication téléologique tout en reposant sur un lien causal entre le « métabolisme » de l'écosystème et la *contribution* des organismes individuels à ce métabolisme. Parler du rôle d'espèces individuelles dans le

[22] Voir sur ce point notre propos développé précédemment p. 110-112.

fonctionnement d'un écosystème c'est rendre compte de la manière dont ces espèces contribuent à l'exécution de l'activité métabolique de cet écosystème.

Si cette reformulation du problème de la fonction en écologie nous semble pertinente, elle doit cependant être prolongée pour mieux cerner à quoi correspond précisément ce métabolisme. Car l'analyse de la BEF nous permet de déceler deux grandes lignes d'abstractions qui écartent l'usage seulement contextuel de la fonction et restaurent, selon nous, une nouvelle téléologie en assimilant le métabolisme à des valeurs instrumentales.

La première abstraction concerne les entités elles-mêmes. Dans la BEF, la spécificité des espèces est secondaire par rapport à leur diversité. En effet, pour toutes les relations avec un point d'inflexion (la fameuse courbe de type II dans le premier graphique liant biodiversité et fonctionnement des écosystèmes), il devient possible de considérer que des espèces sont « redondantes » vis-à-vis de l'influence sur le fonctionnement. En somme, l'identité des espèces par rapport à leur nombre devient secondaire. Pour Shadid Naeem qui a activement participé à la BEF, le concept de redondance est bel et bien troublant car il nous oblige à ne plus mettre l'accent sur la singularité écologique des espèces mais sur leur capacité à se remplacer mutuellement lorsque l'on souhaite atteindre un bon fonctionnement de l'écosystème :

> *The concept of species redundancy in ecosystem processes is troublesome because it appears to contradict the traditional emphasis in ecology on species singularity. When species richness is high, however, ecosystem processes seem clearly insensitive to considerable variation in biodiversity.* [Naeem, 1998]

Selon cet auteur, la redondance ne signifie pourtant pas nécessairement que les espèces sont « inutiles ». Il suffit d'admettre que la redondance elle-même est nécessaire. Les résultats dérivés de l'ingénierie supposent même que la redondance est essentielle à la prévisibilité du comportement des systèmes physiques. Ceci permet de justifier pleinement l'importance non des espèces mais de la redondance elle-même pour la fourniture de biens et de services qui résultent du fonctionnement des écosystèmes :

> *a central tenet of reliability engineering is that reliability always increases as redundant components are added to a system, a principle that directly supports redundant species as guarantors of reliable ecosystem functioning. I argue that we should embrace species redundancy and perceive redundancy as a critical feature of ecosystems which must be preserved if ecosystems are to function reliably and provide us with goods and services.* [Naeem, 1998]

Cette approche de la relation Biodiversité-Fonctionnement semble donc adhérer étrangement à une téléologie systémique qui accentue la finalité de la redondance en termes d'utilité. Le fonctionnement est prévisible (*reliable*), il émerge des espèces qui le constituent. La biodiversité jouerait ainsi le rôle « d'assurance » : maintenir plus d'espèces, permet d'assurer que la perte de l'une d'entre elles n'aura pas de conséquences majeures grâce à l'existence d'espèces fonctionnellement « équivalentes ». La redondance fonctionnelle et non plus les espèces représente, selon cet auteur, une « denrée précieuse » (*valuable commodity*) :

> *Biodiversity may represent a form of biological insurance against the loss or poor performance of selected species [...]. The validity of this hypothesis has important ecological, management and economic implications given the large-scale substitution of diverse natural ecosystems with less diverse managed systems. [...] These results suggest that redundancy (in the sense of having multiple species per functional group) is a valuable commodity, and that the provision of adequate redundancy may be one reason for preserving biodiversity.* [Naeem et Li, 1997]

Cette analyse débouche donc sur une forme de circularité : si toutes les espèces sont nécessaires, soit comme ayant un impact fort sur le fonctionnement soit comme participant à la redondance, pourquoi faire le lien entre biodiversité et fonctionnement au lieu de s'intéresser à la biodiversité elle-même ?

La circularité du projet de la BEF permet de contourner le problème de la relation entre structure et fonction en conférant un pouvoir instrumental à la biodiversité et une abstraction à l'écosystème. Pour Odum, le système a une existence propre et un comportement qui n'est pas, par essence, celui de nous fournir des services. La BEF, en revanche, met en relation la biodiversité d'un côté et les propriétés du système de l'autre en insistant sur celles qui sont utiles à l'homme (sa productivité, sa prévisibilité, sa stabilité). Ce procédé permet une reconfiguration instrumentale de la biodiversité. L'abstraction concerne l'écosystème lui-même. Dans la BEF, le besoin de recourir à l'existence d'une quelconque « structure » perd en effet son sens. Si un lien peut-être établi entre la diversité et le fonctionnement des écosystèmes, on peut se passer de l'hypothèse forte de l'existence d'un tout organisé. Le fonctionnement n'est plus le résultat d'une structure de l'écosystème le long d'une trajectoire déterminée à l'instar de l'écologie odumienne, ni le résultat de quelques espèces singulières mais le fait de la biodiversité elle-même.

Nous avons montré que l'enjeu de la BEF est de doter la biodiversité d'un coefficient instrumental. Le fonctionnement de l'écosystème s'apprécie à l'aune de ce qu'il est capable d'assurer pour les sociétés humaines. Il ne s'agit pas, comme dans l'écologie odumienne, de

détourner le fonctionnement d'un système fût-il considéré « comme » un organisme ou comme une machine autonome, mais de lui attribuer comme finalité de fonctionner conformément à nos attentes en faisant de la biodiversité le moteur de ce fonctionnement à la place d'une quelconque « structure ».

Il reste que si ce fonctionnement est dirigé vers l'humain, la conservation de la biodiversité décidée en vertu de ses propriétés « fonctionnelles » demeure privée d'outils politiques concrets. Notre analyse a établi que la relation entre biodiversité et fonctionnement des écosystèmes repose sur des abstractions. La singularité matérielle de la biodiversité s'efface dans la redondance et l'écosystème n'a plus vraiment de structure. Autrement dit, l'*intérêt* en terme de gouvernementalité reste purement théorique et communicationnel.

Certains écologues ont assez rapidement identifié que cette contradiction est attendue dans la mesure où à « y regarder de près », la BEF bute sur de nombreuses difficultés pratiques. Il est notamment impossible de s'accorder sur les « fonctions » à préserver concrètement et sur comment les mesurer : « *It remains a challenge to develop an explicit link between the ecosystem functions that are measured and used in experiments (e.g., primary productivity) and the products of those ecosystem functions (e.g., clean air and water) that are valued by society* » [Schwartz *et al.*, 2000 : 304].

De manière plus critique, Paul Goldstein considère que les termes de « fonction » et de « processus » sont utilisés en conservation comme des *buzzords*, des mots dépourvus de sens précis qui fonctionnent comme des drapeaux pour rallier des intérêts divers [Bensaude-Vincent, 2014]. Selon cet auteur, vouloir justifier les actions de conservation par le fonctionnement des écosystèmes laisse entière la question du choix des fonctions à considérer, potentiellement illimitée :

> *Further, there has been no consistent criterion for what should or should not constitute an important ecosystem function or process, and thus there is no limit to the number of potential processes and functions that can be imagined, regardless of whether or not they correspond to important natural entities or quantities. If herbivory is to be incorporated into an ecosystem management plan as an important process, then why not predation, decomposition, respiration, or defecation?* [Goldstein, 1999 : 253]

Le tournant fonctionnaliste ne semble donc pas pourvoir honorer sa promesse pratique. Nous avons montré qu'un implicite téléologique se loge dans ce tournant fonctionnaliste. Parler de fonctionnement des écosystèmes en refusant le modèle systémique odumien est difficilement concevable sans une finalité externe. L'imposition de ce nouveau *telos* fonctionnaliste en

termes de « services écosystémiques » permet de mieux comprendre le potentiel politique de cette reconfiguration de la biodiversité.

4. La Nature en bonne et due forme : l'invention de la biodiversité service

Notre analyse de la genèse de la BEF montre que ce programme de recherche est précédé d'appels formels énoncés par des scientifiques impliqués dans les programmes internationaux tel que l'IGBP et chargés de décrire les changements globaux. Ce n'est pas une simple curiosité intellectuelle qui motive la recherche d'une relation entre biodiversité et fonctionnement mais une construction politique active. Malgré cela, cette recherche n'indique pas d'emblée un intérêt susceptible de mobiliser les pouvoirs politiques. La recherche sur le lien entre biodiversité et fonctionnement des écosystèmes est certes justifiée par l'intérêt de comprendre les conséquences de l'érosion de la diversité biologique sur les écosystèmes. Mais ce que nous avons appelé « prise de fonction » de la biodiversité n'est en somme toujours pas explicitement relié à des intérêts facilement gouvernables avec la BEF. Nous proposons d'explorer à présent la manière dont le concept de « service écosystémique » permet d'expliciter le *telos* du tournant fonctionnaliste en termes de gouvernementalité.

Rappelons que la notion de service écosystémique, présente à la fin de la préface de l'ouvrage dédié aux premières recherches sur la relation entre biodiversité et fonctionnement de l'écosystème organisé par la SCOPE en 1994, permet d'invoquer une bijection entre fonctionnement et service : « *How are the many services that ecosystems provide to humanity altered by modifications of ecosystem composition ? Stated in another way, what is the role of individual species in ecosystem function?* » [Schulze et Mooney, 1994] (préface).

Dans cette bijection, où la composante biologique demeure forte, il s'agit d'établir une correspondance entre les nombreux services rendus par les écosystèmes à l'humanité et le rôle individuel des espèces dans les écosystèmes. Lorsqu'il est question de la relation entre la biodiversité et le fonctionnement de l'écosystème on mesure certes une catégorie instrumentale, mais on attribue une propriété attribuée à un système donné. Or le passage du fonctionnement de ce système à des services écosystémiques change le régime spatio-temporel de la relation. Parler de service écosystémique projette l'écosystème local dans une finalité universelle atemporelle et aspatiale qui correspond au bien-être d'une entité globale, l'« humanité ».

La genèse du concept de « service écosystémique » est quasi synchrone avec le tournant fonctionnaliste [Méral, 2012 : 4]. Cette notion apparaît en 1997, année de la double parution de l'ouvrage coordonné par Gretchen Daily intitulé *Nature's Services* [Daily, 1997] et de l'article de Robert Costanza dans la revue *Nature* intitulé « *The value of the world's ecosystem services and natural capital* » [Costanza *et al.*, 1997]. Cet article abondamment cité a propulsé le concept de services écosystémiques dans la sphère académique et politique.

On trouve bien, à la suite de la bijection proposée par Schulze et Mooney la même construction d'une cause finale universelle dans ces deux publications. Dans l'ouvrage de Daily, les services écosystémiques sont définis comme ce qui conditionne la vie humaine et participe à l'économie humaine, deux catégories supposées homogènes et globales :

> *Ecosystem services are the conditions and processes through which natural ecosystems, and the species that make them up, sustain and fulfil human life. They maintain biodiversity and the production of ecosystem goods, such as seafood, forage, timber, biomass fuels, natural fibre, and many pharmaceuticals, industrial products, and their precursors. The harvest and trade of these goods represent an important and familiar part of the human economy. In addition to the production of goods, ecosystem services are the actual life-support functions, such as cleansing, recycling, and renewal, and they confer many intangible aesthetic and cultural benefits as well.* [Daily, 1997 : 3]

L'article de Costanza propose une évaluation monétaire de l'ensemble des services écosystémiques fournis par la planète qui résume, en un seul nombre, cette double opération d'uniformisation et de globalisation :

> *The services of ecological systems and the natural capital stocks that produce them are critical to the functioning of the Earth's life-support system. They contribute to human welfare, both directly and indirectly, and therefore represent part of the total economic value of the planet. We have estimated the current economic value of 17ecosystem services for 16 biomes, based on published studies and a few original calculations. For the entire biosphere, the value (most of which is outside the market) is estimated to be in the range of US$16–54 trillion ($10^{12}$) per year, with an average of US$33trillion per year. Because of the nature of the uncertainties, this must be considered a minimum estimate. Global gross national product total is around US$18 trillion per year.* [Costanza *et al.*, 1997 : 253]

L'idée d'une dépendance de l'humain vis-à-vis des systèmes naturels n'a rien de nouveau. Plus originale est l'apparition de la « biodiversité » comme nœud de cette dépendance et son inscription dans une économie globale du bien-être humain totalisé dans un système Terre lui-même totalisé. Étrangement, le modèle scientifique admis dans cette démarche demeure très linéaire et suppose que la science et la politique correspondent à des catégories bien séparées. L'objectif de l'ouvrage de Daily est en effet de créer une interface bien délimitée entre science et politique grâce à la notion de « service » :

> *Nature's Services represents an exploration of both the scientific and the policy frontiers. On the scientific front, the book provides a broad, preliminary characterization of the natural functioning of earth's systems; of the ways in which the human enterprise extracts material well-being from these systems; of the impacts exerted thereon by different human activities; and of the trade-offs inherent in alternative courses of action. On the policy front, the book attempts an initial appraisal of the economic value of elements of earth's life-support systems.* [Daily, 1997 : 9-10]

Les deux « fronts » identifiés par Daily trouveraient un terrain d'entente grâce à la notion de service. Certains contributeurs de l'ouvrage reconnaissent que cette démarche est peu familière aux chercheurs :

> *in addition to better understanding how natural ecosystems function, relate, and interdepend, there is a vital need to translate this information to the general public, as well as to policymakers, in ways that will prompt the action needed to preserve what remains of the planet's natural resources. This is not a traditional role for scientists and it is not an easy one for them to play. It calls on men and women who have typically defined themselves as observers and analysts to become more actively engaged in advocating the protection of those systems that are the objects of their study.* [Myers et Reichert, 1997]

Notre analyse du tournant fonctionnaliste reflète une situation plus ambivalente concernant une hypothétique démarcation entre science et politique. Interprétée en termes de socle du fonctionnement des écosystèmes, la biodiversité est déjà investie d'un intérêt politique, non seulement à la suite d'une volonté d'intégration de la biodiversité à la sphère décisionnelle (programme énoncé par Brian Walker en 1992), mais plus généralement en instaurant une vision particulière de la finalité de la protection de la biodiversité. Mais la BEF ne semblait pas vouée à fournir le point d'articulation entre science et politique que Daily et Costanza cherchent à établir plus directement avec la notion de service. Il nous reste donc à étudier quelle est la dimension supplémentaire que le concept de service écosystémique ajoute à la biodiversité et qui seconde le tournant fonctionnaliste.

Pour mieux comprendre la représentation de la biodiversité comme source de services, un nouvel ajustement méthodologique nous semble judicieux. Tout en gardant la vision pragmatique de la recherche scientifique déjà mobilisée dans ce travail, il nous semble utile de recourir à des auteurs qui ont analysé le potentiel de transformation et de mobilisation de certains objets, concepts ou méthodes scientifiques. L'analyse des technologies d'articulation du savoir-pouvoir proposée par Foucault reste, selon nous, pertinente mais la plupart des exemples utilisés par Foucault dans l'analyse du biopouvoir et de la biopolitique concernent l'humain (la sexualité, la longévité, la natalité, la liberté). Ici il s'agit de confronter cette hypothèse au mode de contrôle de la nature elle-même et des entités vivantes non-humaines. C'est pourquoi, il nous semble utile de compléter ce cadre général par l'analyse des

controverses. La notion de « service écosystémique » a fait l'objet de nombreux travaux en économie, sociologie, comme en éthique qui insistent sur la dimension performative de ce concept. Par exemple, Virginie Maris a montré comment, en dépit de son utilisation fréquente par les scientifiques dans une intention descriptive, ce concept est par nature normatif :

> En qualifiant quelque chose de bénéfique, on ne se prononce pas simplement sur un état de fait mais on porte un jugement évaluatif sur cet état. Parler de bénéfice, c'est donc, souvent de façon implicite, endosser une certaine idée du bien. La notion de bénéfice nécessite d'être explicitée car elle peut renvoyer à des conceptions très différentes du bien. [Maris, 2014 : 34]

Sans entrer dans une discussion d'éthique environnementale, il nous semble qu'une approche épistémologique non normative centrée sur les processus de justification et de mobilisation permet de comprendre le succès de la notion de service écosystémique. L'hypothèse biopolitique gagne donc à notre sens à être affinée en supposant que la notion de service écosystémique peut se comprendre comme résultat d'un « investissement de forme » qui rend opérationnel cette « certaine idée du bien » que dégage l'éthique environnementale.

La notion « d'investissement de forme » introduite par Laurent Thévenot [Thévenot, 1986] renvoie à une procédure de mise en équivalence d'actions ou d'entités, à la manière d'une traduction, mais qui en diffère par ses motivations de pacification d'une tension[23].

La notion d'investissement de forme éclaire la recherche d'une biodiversité saisissable, stable, générale et objective car Thévenot souligne la spécificité de la production de certaines *conventions à vocation d'universalité et de durabilité*. L'investissement introduit une dimension normative qui oriente l'action vers un résultat universel.

Bien avant Daily et Costanza concernant la biodiversité, Claudette Lafaye et Laurent Thévenot suggèraient que les conflits sur « l'aménagement de la nature » comme objet impliquent différents types de rhétorique au *pouvoir généralisateur* [Lafaye et Thevenot, 1993]. Par exemple, selon Lafaye et Thévenot le rattachement systématique des actions et des intérêts

[23] Le registre de la traduction proposé par la sociologie des sciences que nous avons évoqué dans le deuxième chapitre de ce travail n'est jamais neutre. Les acteurs ne se contentent pas d'observer, ils mobilisent d'autres acteurs grâce à des stratégies rhétoriques, politiques, économiques, qui vont bien au-delà d'une simple description. Notons que Bruno Latour et Michel Callon dans leurs premiers travaux sur la théorie de l'acteur-réseau s'inspiraient directement de l'idée de Thévenot en reprenant à leur compte une définition de l'investissement de forme comme désignant « le travail consenti par un acteur traducteur pour substituer à des entités nombreuses et difficilement manipulables un ensemble d'intermédiaires moins nombreux, plus homogènes et plus faciles à maîtriser et à contrôler » [Callon, 1989]. Tout comme le processus de traduction, les investissements de forme réduisent la complexité, la rende saisissable.

défendus par les acteurs (associations, politiques, scientifiques) à une forme de « bien commun » est une justification clé. Leur intuition semble être vérifiée dans le cas particulier de la biodiversité interprétée comme source de services écosystémiques : l'idée de bien commun est systématiquement évoquée pour établir le bien-fondé de l'usage de la notion de service écosytémique.

Cette façon de procéder mobilise une variété d'entités cognitives (comme des classifications), sociales, institutionnelles, juridiques ou matérielles (une carte, un outil). Thévenot précise que la mise en équivalence des entités présuppose un investissement représentant un certain sacrifice. Cet investissement est nécessaire pour que la mise en équivalence engendre un certain bénéfice stable, général, et objectif, entre les entités. L'un des motifs de l'investissement de forme est précisément de produire des intérêts tangibles. Thévenot prend le terme d'investissement en son sens économique, qui désigne l'accroissement du capital. Il propose d'élargir cette notion économique à toute fixation d'une relation stable entre des entrées et des sorties dans un processus de production impliquant une contrainte. L'achat d'un brevet, par exemple, est typiquement un « investissement de forme » car il représente une dépense qui permet, pendant un certain temps, la production (de biens ou de connaissances) d'un objet stabilisé. Dans ce premier élargissement, la contrainte peut être un coût monétaire ou désigner toute forme de sacrifice.

La notion de service écosystémique peut selon nous se concevoir comme un tel investissement de forme dans le dispositif biopolitique car elle confère un sens universel au *telos* instrumental imposé par le tournant fonctionnaliste et devient une source d'intérêts chiffrables, les bénéfices que les sociétés humaines tirent du fonctionnement des écosystèmes et que Costanza évalue monétairement à l'échelle du globe.

Thévenot caractérise enfin l'investissement de forme comme un processus objectivant qui équipe la forme concernée d'habitudes, d'usages, de normalisations ou de garanties institutionnelles. En droit, il s'agit par exemple de ce qui est généralement désigné par l'expression « bonne et due forme ». Le temps international est un exemple d'investissement de forme. Il est d'une exceptionnelle stabilité et universalité car il a fait l'objet d'un gros travail coûteux à la fois financièrement, en énergie, et en travail humain (chemin de fer, malle, poste, horloge universelle, recherche). L'investissement de forme peut s'incarner dans un objet concret ou dans le papier comme une pure convention ou relation. Peu importe. Il s'agit de

reconnaître la vertu stabilisatrice, généralisable, objectivante et intéressante au sens fort de « capable de générer des intérêt ».

Il nous semble qu'un tel dispositif d'intéressement éclaire la notion de service écosystémique : liée à la BEF, la notion de service bénéficie d'une forme d'objectivité (les services peuvent s'étudier dans le cadre de l'écologie scientifique en vigueur sur des bases empiriques).

Le concept de services écosystémique peut donc selon nous être interprété comme un investissement de forme nécessaire à la diffusion d'une certaine idée du bien et, plus généralement, comme ciment assurant la cohésion du dispositif de prise en charge technoscientifique de la crise de la biodiversité.

L'adoption, en 2005, de la notion de service écosystémique comme cadre général de la description des problèmes écologiques par l'Évaluation des Écosystèmes pour le Millénaire (*Millenium Ecosystem Assessment*, MEA) prouve le succès de cet investissement.

L'histoire du MEA révèle l'intrication intime des objectifs scientifiques avec ceux des décideurs politiques en faisant de la notion de service écosystémique un point de convergence [Pesche, 2014]. Vers le milieu des années 1990, les acteurs impliqués dans la rédaction et l'application des conventions internationales telles que la Convention sur la Diversité Biologique (CBD) cherchent à mettre en place des outils d'évaluation de ces conventions. A défaut d'un groupe d'experts comme celui sur l'évolution du climat (GIEC), le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE) lance un premier exercice d'envergure globale baptisé *Global Biodiversity Assessement* en 1993 pour établir un état des lieux de la biodiversité. Cette expérience se voulant non gouvernementale ne débouche sur aucune formulation prescriptive et n'aura pas de retentissement politique. En mai 1998 lors d'une réunion regroupant le *World Resources Institutes* (WRI), « think tank » américain qui publie depuis 1986 un rapport sur l'état des ressources du monde, relance le projet d'une évaluation globale des écosystèmes ayant un impact politique avec l'aide du PNUE, le Programme des Nations Unis pour le Développement (PNUD) et la Banque mondiale. Un comité de pilotage exploratoire est formé associant des membres d'ONG, des chercheurs de la sphère académique ou d'institutions internationales (ONU, Banque mondiale, FAO, IUCN) et du secteur privé (comme le *World Business Council for Sustainable Development*). Ce premier comité prend la forme d'un conseil d'administration – le *Millenium Ecosystem Assessment* – en juillet 2000 qui démarre officiellement début 2001. Le MEA suivant le modèle du GIEC, s'organise autour de

quatre volets : les tendances, les scénarios, les implications politiques de l'état des écosystèmes mondiaux et un quatrième volet consacré aux évaluations régionales des écosystèmes.

Selon Denis Pesche, c'est l'hétérogénéité de ces acteurs qui a permis d'instaurer la légitimité requise pour le succès du concept de service écosystémique en 2005 :

> le MEA a mobilisé une expertise diversifiée, puisant ses compétences et sa légitimité dans des univers relativement différents, et la mise en réseau de ces compétences et « mondes » diversifiés a joué un rôle-clé dans l'écho rencontré par la notion de service écosystémique suite à la publication du MEA en 2005. [Pesche, 2014 : 364]

Structurellement, cette mise en réseau correspond assez bien à la notion de dispositif empruntée à l'hypothèse bio-politique de Foucault. La notion de service écosystémique illustre comment un concept particulier peut participer à la genèse d'un tel dispositif grâce à un investissement de forme efficace.

Entre 2001 et 2005, l'instance opérationnelle et technique (correspondant à un panel d'évaluation et d'exécution) du MEA publie successivement un rapport concernant le cadre conceptuel adopté (2003) puis un rapport d'évaluation principal (en 2005), lui-même décliné en cinq volumes techniques et enfin six rapports de synthèse. Au total, plus de 1360 experts du monde entier ont participé à ce projet pendant plus de quatre ans. L'analyse fine du profil des experts impliqués menée par Pesche permet d'identifier quatre sous réseaux. L'un regroupe des scientifiques issus d'une discipline alors récente l'*Ecological Economics* qui s'ancre dans les travaux de Paul Ehrlich, Harold Mooney, Robert Costanza ou Gretchen Daily. Un deuxième réseau regroupe les membres de deux structures internationales, l'ICSU et Diversitas, héritières du programme de globalisation de l'écologie que nous avons déjà étudié : l'IGBP. Ces deux premiers réseaux conjuguent deux aspects de la « prise de fonction » précédemment soulignées : la validation scientifique du nouvel ordre téléologique donné par la relation entre diversité et fonctionnement et le nouvel ordre techno-politique associé à la vision d'un système Terre à gouverner pour assurer le bien-être de l'humanité. Les deux autres sous-réseaux identifiés par Pesche regroupent, d'une part, les ONG et les organisations internationales qui traitent de l'environnement (comme le PNUE ou la CBD) garantissant une légitimité internationale de la sphère décisionnelle et, d'autre part, les acteurs du monde du développement (Banque mondiale, acteurs internationaux du monde agricole). Le terme « investissement » en ce cas est à prendre non pas seulement au sens figuré mais aussi au sens financier dans la mesure où la Banque Mondiale finance activement le MEA. Selon Denis

Pesche cette quatrième branche doit beaucoup à Robert Watson, qui sera premier président du MEA (après avoir également présidé le GIEC).

La question plus spécifiquement liée à la *forme* de cet investissement se manifeste dans la logique contenue implicitement dans la notion de service écosystémique. Selon Philippe Méral, la cohérence d'ensemble est assurée par le raisonnement suivant :

> (i) la biodiversité est menacée ; (ii) elle l'est à cause des activités humaines ; (iii) lesquelles n'intègrent pas les coûts et les avantages liés à la biodiversité dans les processus de prise de décision (analyse coûts-avantages) ; (iv) pour sauvegarder la biodiversité, il convient de l'évaluer monétairement de manière à l'intégrer dans la prise de décision. D'où le leitmotiv « *we don't protect what we don't value* ». [Méral, 2012 : 6]

En adoptant ce raisonnement Watson accentue l'instrumentalisation du fonctionnement des écosystèmes : la dimension politique investit non seulement l'approche taxonomique mais aussi le fonctionnement, qui fait le trait d'union entre la biodiversité et les services écosystémiques. L'injonction de Brian Walker en 1992 de remplacer l'approche taxonomique de la biodiversité par une approche fonctionnelle est ouvertement reconfigurée en termes de services :

> *we cannot simply talk about monitoring birds and butterflies to most policy-makers—it has little or no chance of working. We have to link the conservation and sustainable use of biodiversity to the development issues that policy-makers and the majority of the general public care about. This can be done by linking ecosystem services, i.e. the provisioning, regulating, supporting and cultural services to key development issues.* [Watson, 2005 : 471]

Il y a donc bien un investissement de forme technique et politique qui se manifeste par l'appropriation et la diffusion d'un concept (service écosystémique), d'une méthode (l'évaluation des coûts et des bénéfices), d'une plateforme internationale et hybride (entre personnes individuelles, représentants d'institutions politiques ou non, privées ou non qui se rassemblent dans le MEA) puis, plus tard, en 2012, d'un journal (*Ecosystem Services*).

En somme, tout un champ nouveau du savoir et du pouvoir sur la biodiversité s'organise pour que celle-ci devienne source d'intérêts. Ce processus d'intéressement relève encore d'une stratégie sans stratèges. Même s'il relève du monde occidental avec un centrage sur les Etats-Unis l'investissement de forme affiche une prétention à l'universalité qui illustre « la construction d'un universel centré implicitement sur des visions et valeurs produites et partagées principalement aux États- Unis, et sans doute plus largement par des pays « riches » » [Pesche, 2014 : 371].

Une initiative plus tardive, issue du sommet du « Groupe des huit » (G8) qui s'est tenu à Potsdam (Allemagne) le 16 mars 2007[24], tente de donner une direction encore plus opérationnelle à la notion de service écosystémique en précisant les sources de bénéfices possibles. Ce sommet est l'occasion d'une réunion entre les ministères de l'environnement des sommets concernés par le climat et la biodiversité. Les 13 ministres s'accordent sur l'objectif de calculer le coût économique de l'érosion de la biodiversité. Cette « initiative de Potsdam » est inspirée du rapport rédigé par l'économiste Nicolas Stern pour le gouvernement du Royaume-Uni publié en 2006 qui cherchait à évaluer les conséquences économiques du changement climatique et proposait des méthodes issues de la finance pour tenter de le réguler (d'où est issue la généralisation des permis d'émission et le principe pollueur-payeur). Le ministre Allemand, Sigmar Gabriel, hôte de la réunion, précise dans un communiqué de presse le lien explicite entre perte de biodiversité et perte de potentiel pour le développement économique et social : « *The clear message of this meeting is that we must jointly strengthen our endeavours to curb the massive loss of biological diversity. It was agreed that we must no longer delete nature's database, which holds massive potential for economic and social development* »[25]. La première initiative de Potsdam s'intitule « *The economic significance of the global loss of biological diversity* » et annonce : « *In a global study we will initiate the process of analysing the global economic benefit of biological diversity, the costs of the loss of biodiversity and the failure to take protective measures versus the costs of effective conservation* »[26]. Cette interprétation de la crise de la biodiversité en termes économiques dans un raisonnement coût-bénéfice inspire un vaste projet intitulé « *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB) » confié à l'économiste Pavan Sukhdev et financé par l'UNEP.

Spécialiste d'économie verte et de finance internationale Pavan Sukhdev a dirigé le programme des Nations Unis intitulé *Green Economy*, initiative dont l'objectif était de démontrer les potentialités de l'économie verte pour le développement. Il dirige le TEEB alors qu'il est encore employé par la Deutsche Bank (pour laquelle il a travaillé pendant 14 années) soulignant ainsi le rapprochement des enjeux de biodiversité avec le milieu financier.

---

[24] Le G8 est un groupe de discussion et de partenariat économique des plus grandes puissances économiques (Etats-Unis, Japon, Allemagne, France, Russie, Royaume-Uni, Italie, Canada et Russie) qui se réunit chaque année. A Potsdam, le G8 inclue 5 pays émergents (on parle du G8+5) : la Chine, l'Inde, l'Afrique du Sud, le Brésil et le Mexique.

[25] http://www.g8.utoronto.ca/environment/env070317-gabriel.htm

[26] http://www.g8.utoronto.ca/environment/env070317-potsdam.htm

Le premier rapport intermédiaire du TEEB publié en 2008 établit une feuille de route en deux étapes. La phase I consiste à faire reconnaître l'état dégradé des ressources et de la biodiversité de la planète aux décideurs politiques et le principe de l'approche économique du problème et ses méthodes d'évaluation. Cette phase I et son rapport sont présentés à la neuvième Conférence des Parties qui s'est tenue en Allemagne à Bonn en Mai 2008 [TEEB, 2008]. La phase II cherche à mettre en place une série de méthodes concrètes pour quantifier la valeur économique de différentes entités écologiques. Ces objectifs sont résumés de la manière suivante :

> *firm up and publish a "science and economics framework" which can help frame valuation exercises for most of Earth's ecosystems, including in its scope all material values across the most significant biomes; • further evaluate and publish "recommended valuation methodology", including biomes (e.g. oceans) and some values (e.g. option values and bequest values) which have not been investigated in depth in Phase I; • engage all key "end-users" of our valuation work, early and comprehensively, to ensure that our output is as focused as possible on their needs, and "user- friendly" in terms of its organization, accessibility, practicability and, overall, its usefulness. • further evaluate and publish a policy toolkit for policy makers and administrators which supports policy reform and environmental impact assessment with the help of sound economics, in order to foster sustainable development and better conservation of ecosystems and biodiversity.* [TEEB, 2010 : 5]

Le rapport final sur la phase II intitulé « *Mainstreaming the Economics of Nature* », présenté lors de la dixième Conférence des Parties à Nagoya (Japon) est accueillie favorablement et oriente directement les décisions en matière de gouvernance de la biodiversité. La conférence souligne que l'Assemblée générale des Nations Unies :

> prie le Secrétaire exécutif en s'appuyant sur les résultats de l'étude sur l'Économie des écosystèmes et de la biodiversité (TEEB) et d'autres processus, de coopérer avec les organisations concernées, comme le Programme des Nations Unies pour l'environnement, le Programme des Nations Unies pour le développement, la Banque mondiale et l'Organisation de coopération et de développement économiques en vue de : i) préciser les aspects économiques liés aux services fournis par les écosystèmes et à la diversité biologique; ii) mettre au point des outils de mise en œuvre, pour une intégration des aspects économiques de la diversité biologique et des services fournis par les écosystèmes; iii) faciliter l'application de ces outils et le renforcement des capacités les concernant. (UNEP/CBD/COP/10/27)

Le succès de ces initiatives encourage le développement de ces méthodes à plusieurs échelles, pour divers secteurs de l'économie et s'internationalise. La phase III du TEEB, toujours en cours se veut toujours plus opérationnelle. L'objectif général du TEEB est détaillé sur le site internet dédié[27] :

[27] http://www.teebweb.org/about/

> *The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) is a global initiative focused on "making nature's values visible". Its principal objective is to mainstream the values of biodiversity and ecosystem services into decision-making at all levels. It aims to achieve this goal by following a structured approach to valuation that helps decision-makers recognize the wide range of benefits provided by ecosystems and biodiversity, demonstrate their values in economic terms and, where appropriate, suggest how to capture those values in decision-making.*

L'idée de « capturer la valeur » de la biodiversité en termes économiques est ainsi précisée :

> *Capturing value involves the introduction of mechanisms that incorporate the values of ecosystems into decision-making through incentives and price signals. This can include payments for ecosystem services, reforming environmentally harmful subsidies or introducing tax breaks for conservation.*

Une rationalité nouvelle est proposée en intégrant la crise de la biodiversité dans le formalisme économique existant (*mainstream*) grâce à une adaptation langagière (la biodiversité correspond à des services) et à un régime de véridiction (l'évaluation coût-bénéfice et financière).

Le renouveau téléologique que nous avons décrit comme une fonctionnalisation de la biodiversité s'inscrit dans cette rationalité économique. Nul besoin de mener à terme l'analyse coût-bénéfice dans la mesure où le schéma cognitif correspondant est admis. Cette logique s'exprime dans le schéma conceptuel de la synthèse publiée en 2012 dans la revue *Nature* intitulée : « *Biodiversity loss and its impact on humanity* » qui relie biodiversité, fonctions, services et sociétés. Cet article orchestre les liens entre ces catégories abstraites [Cardinale *et al.*, 2012] :

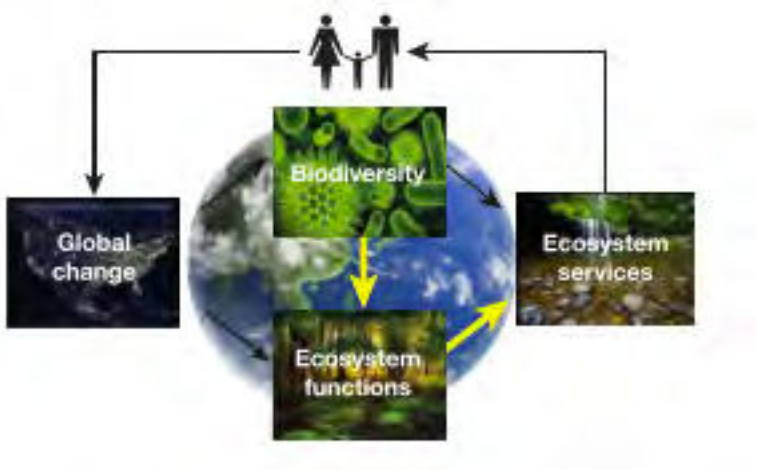

Figure 5. Schéma conceptuel illustrant le lien entre érosion de la biodiversité et l'Humanité dans l'article publié dans la revue *Nature* en 2012 intitulé *Biodiversity loss and its impact on humanity* [Cardinale *et al.*, 2012].

Ce schéma présente deux traits remarquables : il frappe d'abord par son anthropocentrisme radical, la « famille » (le couple et l'enfant) étant située à la fois « au-dessus » et « en dehors » de la planète ; deuxièmement il est totalisateur et fait disparaître l'espace-temps écologique. On retrouve ici non pas le résultat d'une expérience donnée sur un écosystème particulier mais bien des catégories uniformes synthétisées à l'échelle du globe.

Cette vision globale et instrumentale uniforme repose pourtant, comme nous l'avons montré en analysant la notion de fonction, sur une double ambiguïté. Non seulement la notion de fonctionnement des écosystèmes ne dit rien dans une écologie où la notion d'écosystème a perdu beaucoup de son sens mais la notion de service elle-même repose sur une définition vague. Selon certains auteurs, cette ambiguïté condamne les politiques de protection de la biodiversité à l'échec dès lors qu'elles prennent ces notions dans un sens réaliste : « *It is virtually impossible to extract a reliable tool, supported by two concepts that are so vague: ecological redundancy and benefits provided by ecosystems to humans (ecosystem services)* » [Morelli et Tryjanowski, 2016 : 224].

Yann Laurans et collaborateurs montrent que les cas de transferts concrets d'évaluation économique des services écosystémiques dans des projets de conservation sont en fait marginaux. Selon ces auteurs, le concept de service écosystémique produit surtout des effets d'annonce : « *The most widespread practice is to present an economic valuation and then suggest that it could be useful for decision-making with no further precision or context. This finding is all the more striking as the literature examined often argues that valuations are highly useful for decisions* » [Laurans *et al.*, 2013 : 216].

Un paradoxe semble se dégager au terme de notre analyse. Malgré ses ambitions pratiques et sa prétention instrumentale, le tournant fonctionnaliste enfonce encore un peu plus la biodiversité globale dans l'abstraction. Certes la phase III du TEEB propose des méthodes exemplaires d'évaluation « clé en main » susceptibles d'être applicables à l'échelle d'écosystèmes spécifiques et destinées aux politiques environnementales nationales. Mais le processus d'évaluation issu d'organisations internationales comme le G8 ou l'ONU, est essentiellement technocratique et « top-down », et souffre d'un manque de réflexion sur les dynamiques écologiques elles-mêmes.

La biodiversité, une fois fonctionnalisée, reste inscrite dans l'approche taxonomique. Même si la taxonomie (liste d'espèces) change de nature (liste de services et de sources de valeurs économiques) elle ne change pas fondamentalement de forme. On ajoute des colonnes à la base

de données qui discrétise la biodiversité mais cela reste un inventaire. Loin de rompre avec (selon les vœux de Walker ou Watson) ou même simplement d'enrichir l'approche taxonomique, cette approche comptable ajoute un niveau d'abstraction supplémentaire. Une liste d'espèces fait référence à des individus dénombrables dont la biologie peut s'étudier sur le terrain. La seule référence à des fonctions et des services ne permet pas ce retour potentiel au concret, à une structure (un corps biologique). On ne peut stocker des services dans un muséum.

L'investissement de forme décrit dans ce chapitre est le résultat d'une construction orientée, motivée, vers une nouvelle forme mobilisatrice. Mais à ce versant performatif correspond un versant dépréciatif, qui laisse de côté des aspects de la crise de la biodiversité que nous souhaitons mettre en lumière. Au même titre que la quantification de la biodiversité n'était qu'une prise en charge imparfaite de l'hétérogénéité du vivant qui suscitait des résistances, la fonctionnalisation génère ses propres récalcitrants, qui comme nous allons le monter, prennent la forme d'une « biodiversité fantôme ».

5. La prise de fonction sans structures : l'émergence d'une biodiversité fantôme

Si le concept de service écosystémique nous semble revêtir les caractéristiques d'un investissement de forme générateur d'intérêt politique et financier, soulignons que l'analyse précédente se limite à une analyse des discours. Nous pourrions nous satisfaire d'une telle lecture pour soutenir notre propos et nous contenter d'admettre que la notion de service écosystémique n'est que l'un des multiples *buzzwords* de la constellation technoscientifique, capable d'attirer l'attention sur un enjeu et de créer les conditions favorables à l'établissement d'un consensus, et de jouer un rôle moteur dans la définition de nouveaux objectifs de recherches et de collectifs de pensées [Bensaude-Vincent, 2014].

Mais il nous semble qu'en vertu de sa dimension normative et programmatique, l'usage du concept de service écosystémique gagne aussi à être étudié à la lumière de ses conséquences pratiques et politiques. Reprenons pour cela l'une des propositions à l'origine de l'approche fonctionnelle de la biodiversité. Selon Brian Walker :

> *Regrettable as it might be, it is most likely that global biodiversity concerns will ultimately reduce to a cost–benefit analysis. Without knowledge of redundancy, or more broadly, the*

> *relationship between the levels of biodiversity and ecosystem function, we cannot estimate either the costs or the benefits.* [Walker, 1992]

Que cette remarque soit discursive n'invalide pas sa dimension subversive et sa dimension politique. Walker admet, avec regret, un certain état des lieux politique et économique (*regrettable as it might be*) avec lequel il convient de s'aligner pour le modifier de l'intérieur, en admettant d'étendre l'approche coût-bénéfice aux problèmes de biodiversité.

Il semble donc possible d'ajouter qu'une transformation supplémentaire est en jeu en suggérant qu'un nouvel objet politique et économique émerge « en réaction » à un contexte existant. L'évaluation économique de la biodiversité est devenue selon certains économistes « l'un des moyens privilégiés pour légitimer les prises de position concernant la biodiversité. L'évaluation n'est pas tant utilisée pour révéler des valeurs non exprimées que pour construire celles-ci, pour valoriser des éléments de la biodiversité » [Boisvert et Vivien, 1998]. Autrement dit, l'investissement de forme constitue un foyer de re-valorisation possible du vivant, re-valorisation sur laquelle le TEEB s'appuie et dont les méthodes et les rapports sont largement repris dans les discours politiques ou dans certains projets de recherche dans un jeu de chassé-croisé de métaphores. Tandis que les termes « stock », « capital », « risque », « service », « assurance » sont appliqués aux modèles écologiques, les systèmes écologiques sont une source de métaphores pour penser de nouveaux modèle de business [Sriram *et al.*, 2013].

Mais qu'est-ce qui est perdu lorsqu'on interprète la biodiversité dans ce prisme fonctionnel et instrumental ? Concernant l'usage de la notion même de fonction en biologie, de Ricklès et Gayon soulignaient la tension entre son côté opérationnel et son côté relationnel.

> Un deuxième aspect frappant de la fonction, c'est paradoxalement son efficience opérationnelle en tant que réalité concrète relativement au niveau où l'on situe son exercice, et cependant son apparence assez abstraite, dès que l'on tente d'isoler sa nature propre, parce qu'elle est avant tout une interaction, un agir, plutôt que structure ou que substance. [de Ricklès et Gayon, 2011 : 183]

Pour illustrer ce point, Ricklès et Gayon citent une remarque humoristique de Steven Vogel et Stephen Wainwright dans *A functional bestiary : laboratory studies about living systems* publié en 1969 : « Comme le notait Wainwright avec humour, 'les structures sans les fonctions sont des cadavres, les fonctions sans les structures sont des fantômes' » [de Ricklès et Gayon, 2011 : 184]. Reprenons leur proposition : si l'approche fonctionnelle de la biodiversité ou son interprétation en termes de services escamote les structures biologiques, vivantes, on engendre des fantômes. Caractérisons ces fantômes pour comprendre ce qui est perdu.

L'émergence des fantômes provoquée par l'approche fonctionnelle se comprend aisément dès lors qu'on tente de préciser une fonction particulière. La stabilité d'un écosystème doit être a minima définie en précisant une variable, un niveau d'organisation, un état de référence, une perturbation, et une échelle de temps et d'espace. Or les écologues Volker Grimm et Christian Wissel notent dès 1997 qu'il y a pas moins de 163 définitions de la notion de stabilité en écologie ce qui crée une extrême confusion dans les travaux traitant de la « stabilité des écosystèmes » pourtant considérée comme une fonction classique. L'une des raisons de cette confusion est notamment d'avoir assimilé les systèmes écologiques à des systèmes physiques relativement simples pour lesquels une variable d'état, une référence et une perturbation peuvent être facilement définis [Grimm et Wissel, 1997]. Mais préciser chacune de ces spécificités plonge la notion de fonctionnement dans le relativisme, chacune des variables de l'écosystèmes pouvant être stables ou instables et changer d'état. La biomasse d'un écosystème, par exemple peut être stable mais pas le nombre d'espèces. Parler de la stabilité d'un système écologique n'a donc pas beaucoup de sens si l'on ne précise pas clairement de quoi il s'agit.

Près de 20 ans plus tard, des chercheurs ayant tenté de synthétiser la manière dont l'idée de stabilité des écosystème était traitée par la littérature font le même constat. Ian Donohue et ses collaborateurs affirment que seulement 2% des études du fonctionnement d'un écosystème ont une base empirique, et ce, malgré le caractère central de cette notion dans le TEEB :

> *In spite of the strong policy focus on ensuring the sustained provision of ecosystem services (e.g. TEEB), we found remarkably few empirical or theoretical assessments of the stability of related ecosystem functions or processes. Only 2% of studies in our survey examined the stability of an ecosystem function or processes, in spite of their importance to the perceived economic value of ecosystems.* [Donohue *et al.*, 2016 : 1176]

Autrement dit, malgré le développement de recherches théoriques sur la stabilité et l'incorporation de ces recherches dans la rhétoriques des promesses économiques et politiques sur le fonctionnement des écosystèmes, les mesures concrètes demeurent fantomatiques. Les auteurs notent qu'à l'inverse, les conséquences directes des actions humaines sur la nature font l'objet de mesures simples sur des unités bien définies. C'est le cas lorsqu'il s'agit d'un nombre d'espèces, d'une surface d'habitat protégé ou d'un problème de surexploitation :

> *Many consequences of human actions on nature are simple and have clearly defined units. For instance, the United Nations Convention on Biological Diversity (CBD) and related conventions set targets that include the numbers of species and areas of habitat to be protected, and rates of extinction, habitat loss and fragmentation and overexploitation of fisheries and rangelands to be minimized.* [Donohue *et al.*, 2016 : 1177]

En somme, dès que des « structures » sont identifiables, les fantômes fonctionnels disparaissent. Dès que des notions de « fonctions », ou de « durabilité » sont employées, sans que des structures soient clairement identifiées, ces fantômes réapparaissent.

Quant aux services, ce qui est jugé « utile » est arbitrairement décidé et ajusté à des attentes humaines (ne prenant pas en compte le temps long des dynamiques propres aux espèces et habitats ou les interactions) ni d'autres aspects de la biodiversité. Virginie Maris note à ce titre la contingence de l'attribution de la valeur de service écosystémique car les bénéfices sont eux-mêmes dépendants du contexte de leurs usages et susceptibles de varier quantitativement et qualitativement dans l'espace, dans le temps et en fonction des progrès technologiques :

> Une manifestation du fait que les bénéfices ne sont pas une propriété de la fonction elle-même est la contingence de la valeur instrumentale d'une fonction, qui varie selon les contextes, écologiques, sociaux, technologiques institutionnels. [...] Dans un contexte climatique préindustriel, la fonction absorption de carbone est neutre du point de vue du bien-être humain. En revanche, dans un contexte d'excès d'émissions anthropiques de CO2, il est possible d'envisager cette fonction comme un service rendu aux sociétés humaines, en l'occurrence un service de régulation climatique. [Maris, 2014 : 34]

Mobiliser la fonction ou le service sans préciser la structure matérielle et biologique impliquée génère de la biodiversité (re)devenue inutile.

Nous avons aussi montré que le service pensé sans structure a pour effet d'escamoter l'espace-temps écologique. On parle ainsi du « service rendu par la pollinisation » sans préciser dans quel espace-temps le processus écologique correspondant se déroule. La réalité biologique devient fantomatique car elle est nulle part et partout, passée autant que future. Par exemple, les mêmes insectes pollinisateurs peuvent rendre un service à des agriculteurs cherchant à produire des fruits nécessitant une fécondation externe mais ils représentent un manque à gagner pour des agriculteurs situés à proximité qui produisent des fruits auto-féconds dont le bon développement est compromis par cette même pollinisation externe [Maris, 2014 : 33]. Dire que la « pollinisation » est en soi une fonction de la biodiversité susceptible de fournir un service n'a donc guère de sens.

La diversité biologique dans ce qu'elle a de vivant et de concret est en quelque sorte ignorée deux fois. Premièrement lorsque les fonctions ou les services ne sont pas explicitement reliés à des structures situées dans un espace-temps écologique. Deuxièmement en écartant la diversité biologique qui ne participe pas directement à une fonction ou à un service jugés utiles aux sociétés humaines.

Les fantômes se manifestent plus concrètement encore lorsqu'on étudie les phénomènes d'autorégulation qui ne se résument pas à l'accomplissement d'une fonction univoque. La complexité écologique étudiée par les écologues en marge de l'approche fonctionnelle et utilitariste est autre chose qu'une question de nombre et de fonctions à résoudre pour accomplir une tâche définie extérieurement. Federico Morelli et Piotr Tryjanowski stipulent que l'hypothèse de la « redondance fonctionnelle » à la base de la BEF et de la recherche sur les services comporte un « côté obscur » (« *dark side* ») qui correspond en somme aux processus écologiques mis de côté, passés dans l'ombre d'une approche instrumentale.

La plupart des analyses cherchant à caractériser le fonctionnement des écosystèmes et les services écosystémiques ignorent que la diversité biologique observée est le résultat de processus multiples qui ne se réduisent pas à une « quantité de diversité » ou à quelques fonctions. Les interactions biotiques (qui comprennent notamment les interactions entre espèces) ont des effets écologiques et évolutifs qui sont la plupart du temps ignorés par l'approche fonctionnelle :

> *Currently the notion of ecological redundancy does not consider the multivariate concept in order to handle the complexity of the ecosystems, and overlooks the fact that different species can carry out different functions at any one time. From this point of view, the redundancy theory applied to assess ecosystem functions or services looks like a too simplistic perception. The possibility to "replace" a single ecosystem component (or species) by another, considered redundant, could be a demonstration of nearsightedness of ecological vision. A too simplistic approach, as proposed by redundancy theory, can cause a series of unexpected effects and several wrong predictions in applied ecology.* [Morelli et Tryjanowski, 2016 : 224]

On voit que l'idée initiale de Brian Walker de plaider pour une sortie de l'approche taxonomique au motif de fonder un intéressement politique dans l'approche fonctionnelle ne débouche en réalité pas sur une augmentation du pouvoir de décision et d'action sur les structures biologiques réelles. Les confirmations empiriques de la validité de la possible substitution d'une espèce par une autre ont été beaucoup moins nombreuses que prévues [Gonzalez et Loreau, 2009]. La redondance établie par la BEF ne s'observe pas facilement dans les milieux naturels. Par exemple, dans un scénario expérimental où des espèces d'un assemblage sont volontairement retirées, les espèces restantes ne « compensent » pas cette perte au regard de certaines variables mesurées à l'échelle de l'assemblage [Davies *et al.*, 2012].

L'échelle de temps de l'évolution est un autre impensé fondamental de l'approche fonctionnelle. Comme le montrent François Sarrazin et Jeanne Lecomte, adopter une approche fonctionnaliste de la biodiversité et son cadre utilitariste, c'est se focaliser sur certaines caractéristiques de la

biodiversité jugées importantes pour le fonctionnement des écosystèmes sans connaître les conséquences évolutives de la sélection : « *Active selection of specific desired traits causes the retention of not only those traits, but a suite of other traits that are both intended and currently outside of human control. We expect similar processes to enact larger-scale selection on nature for specific purposes* » [Sarrazin et Lecomte, 2016 : 922]. La dimension proprement « non-fonctionnelle », chaotique, spontanée de certains processus écologiques impose des régimes de temporalité et de spatialité qui ne permettent pas leur fonctionnalisation et qui n'ont pas « d'intérêt » évident.

Pour conclure, ce qui semble faire obstacle au bon « fonctionnement du tournant fonctionnaliste » sur le plan pratique (au-delà de la rhétorique) est la difficulté de remplacer une espèce par une autre. Ce chapitre débouche finalement sur une question centrale laissée en suspens dans les deux chapitres précédents. L'espace-temps écologique non commensurable d'une entité à une autre résiste aussi bien à la « prise en compte » qu'à la « prise de fonction » de la biodiversité.

C'est ce point qu'il nous reste à approfondir. Un « retour au concret », aux structures, s'impose pour une approche réaliste des problèmes écologiques. L'idée « d'équivalence écologique » se présente comme telle puisqu'elle invite à penser la destruction de la biodiversité à l'échelle locale au lieu d'une biodiversité abstraite et globalisée. Ce faisant une autre forme de reconfiguration se déploie dans la « mise en balance » d'un espace-temps écologique détruit avec un autre espace-temps jugé équivalent.

Chapitre 4

LA « MISE EN BALANCE » DE LA BIODIVERSITÉ[28]

Une fois admise la possibilité de quantifier la biodiversité, son intérêt fonctionnel et sa capacité à fournir des « services », comment éviter, endiguer (ou administrer) sa destruction ? Dans ce quatrième chapitre nous traitons la question de la substituabilité de la biodiversité. Cette prise en charge se présente sous la forme d'un « retour au concret » et au local par rapport à la quantification globale et au tournant fonctionnaliste étudiés dans les deux chapitres précédents. La question fondamentale qui se pose est : comment contrebalancer la perte de biodiversité en un lieu donné à un endroit précis par des gains de biodiversité ailleurs jugés équivalents. Nous montrerons que l'opération de mesure qui permet d'établir une « équivalence » entre un état écologique et un autre, quel que soit le niveau d'organisation considéré (population, communauté, écosystème), souffre d'un fondement théorique discutable. Nous analyserons ensuite, à l'aide d'un cas précis (un guide méthodologique pour le calcul des équivalences destiné aux aménageurs), comment la spatialité et la temporalité écologiques sont converties en une équation équilibrant destruction et compensation. Nous soutenons que cette traduction relève à nouveau d'un dispositif technoscientifique et politique qui, loin d'opérer le retour au local annoncé, débouche sur une nouvelle abstraction. Nous concluons que la compensation s'impose avec efficacité comme une écotechnique poussée par un agenda politique malgré des obstacles épistémologiques majeurs. Ce chapitre, comme les précédents, révèle des formes de résistance à cette nouvelle prise en charge technoscientifique de la crise de la biodiversité.

[28] Ce chapitre a fait l'objet d'une publication : Vincent Devictor, 2018, « La compensation écologique : fondements épistémiques et reconfigurations technoscientifiques », *Nature Sciences Sociétés*, *In press*.

Nous avons étudié, dans les deux chapitres précédents deux types de prise en charge[29] technoscientifiques de la biodiversité. La première correspond à une « prise en compte », la deuxième à une « prise de fonction ». Nous avons montré que ces deux prises en charge participent d'un dispositif de gouvernementalité du vivant mais débouchent paradoxalement sur une forme d'échec pratique. Quantifier la biodiversité et la rendre utile ne confèrent pas la capacité de décider du sort de la biodiversité à tel endroit. La « prise de fonction[30] » de la biodiversité établit une bijection entre la diversité biologique et le fonctionnement de l'écosystème et des « services écosystémiques » mais demeure paradoxalement « inutile » sur le plan pratique. Elle repose sur l'inférence logique suivante : puisque perdre la biodiversité compromet l'existence des services qu'elle assure, la protéger doit garantir que ces services sont et seront bien assurés. Nous avons montré que ce raisonnement repose néanmoins sur un tour de force épistémologique : un *telos* utilitariste externalisé est attribué aux écosystèmes sans que la structure de ces écosystèmes soit clairement identifiable. La prise en charge fonctionnaliste instaure un espace-temps exogène, abstrait, qui régit le fonctionnement des écosystèmes et des services sans rapport avec celui de leur écologie propre. Enfin, cette prise en charge confère à la biodiversité un intérêt politique, mais ne dit rien de la singularité des entités et de leurs implications relatives dans le fonctionnement d'écosystèmes locaux. Les entités biologiques disparaissent dans l'abstraction d'une relation statistique universalisée reliant « la biodiversité », « le fonctionnement des écosystèmes », les « services écosystémiques » voire le « bien être de l'humanité ». Paradoxalement ce tournant fonctionnaliste qui s'attaque à des situations locales s'avère en fait incapable de traiter des entités locales qui deviennent fantomatiques.

La crise de la biodiversité que nous avons caractérisée au premier chapitre de ce travail contient une double référence au global qui prive la nature de sa partie vivante. La notion de « crise » popularisée par Edward Wilson dans les années 1980 se réfère à un état général de la biosphère comparable aux grands épisodes d'extinction de masse qui ont rythmé l'histoire biologique de la Terre. Celle de « biodiversité », également popularisée par Wilson puis adoptée comme enjeu

[29] Rappelons que nous avons donné un sens précis à la notion de « prise en charge » en introduction de ce travail (p. 26-47). Il s'agit de reprendre l'hypothèse biopolitique pour la confronter au domaine des sciences de la vie et à leurs outils techniques. Une prise en charge désigne un ensemble des traductions scientifiques et politiques des problèmes posés par la crise de la biodiversité par un dispositif technoscientifique.

[30] Que nous avons définie comme une co-construction active d'une conception instrumentale de la biodiversité, non plus conçue comme un ensemble d'éléments biologiques, mais comme source de fonctionnement des écosystèmes et de bénéfices pour le développement des sociétés humaines.

politique mondial au Sommet de Rio en 1992, se réfère à la diversité biologique de la planète quantifiée et suivie par divers indicateurs mondiaux. En somme, la biodiversité devient globale au prix d'abstractions : l'espace-temps écologique des populations et des écosystèmes s'efface dans un dispositif a-spatial et a-temporel représenté par une biodiversité abstraite totalisée. Cette même abstraction est à l'œuvre dans l'interprétation fonctionnaliste de la biodiversité qui totalise plutôt qu'elle ne localise, la biodiversité, les services et le « bien-être ». L'oubli du local crée un décalage entre le discours sur la gouvernance globale de la biodiversité, le développement de l'écologie scientifique, les possibilités d'actions et les contestations sociales ou les critiques de collectifs naturalistes.

Dans ce contexte, comment espérer agir sur (modifier, réguler, recréer) la biodiversité, non pas envisagée globalement, mais sur un site en particulier ?

C'est ici qu'intervient un autre type de prise en charge du dispositif de biopouvoir. Une action pratique visant à freiner ou réparer la destruction de la biodiversité à la suite d'un impact d'origine humaine se trouve formalisée dans l'outil politique et juridique de la « compensation écologique ». Cette formalisation du problème de perte de biodiversité consiste à se donner les moyens de traiter non pas la biodiversité en général mais *telle* biodiversité détruite ici et maintenant. En quoi consiste cette nouvelle prise en charge que nous qualifions de « mise en balance » ?

La compensation écologique a reçu plusieurs définitions selon les contextes et les pays. Toutes s'accordent cependant pour désigner « les actions mesurables d'une politique de conservation conçue pour contrebalancer les impacts résiduels significatifs d'un projet d'aménagement sur la biodiversité qui demeurent après des mesures d'évitement et de réduction de ces impacts » [BBOP, 2012]. Mais comment contrebalancer la perte de biodiversité d'un lieu donné en un endroit donné en créant, ailleurs, des gains de biodiversité jugés équivalents ?

Le principe de la compensation écologique, introduit dans la réglementation française dès 1976, a été fortement remobilisé ces dernières années jusqu'à s'inscrire dans la nouvelle loi sur la biodiversité de 2016. Au niveau international, cet outil semble progressivement gagner les politiques d'aménagement du territoire et de gestion des espaces naturels. Il apparaît désormais dans la plupart des pays doté d'une politique environnementale aussi bien dans le corpus académique et législatif qu'au sein des actions de conservation et de gestion de la biodiversité [Calvet *et al.*, 2015].

En apparence, la compensation est un outil juridique et politique de conciliation entre rationalités souvent conflictuelles [Devictor, 2015] : d'une part, la rationalité de gestion et d'administration d'un territoire, qui mobilise des instruments permettant d'arbitrer la réalisation de projets de développement potentiellement dommageables aux espaces et aux espèces ; et, d'autre part, la rationalité adoptée par les protecteurs de la nature préoccupée par le recul des espaces et la protection des espèces qui exigent une contrepartie à toute action de destruction de la biodiversité. Si un outil réglementaire contraint un aménageur à réparer ce qui est détruit, aménageurs et protecteurs de la nature devraient pouvoir s'accorder. La compensation permettrait d'empêcher ou de neutraliser les effets de la destruction de la biodiversité par l'aménagement du territoire.

Pourtant, l'engouement pour une telle notion a fait l'objet de vifs débats en écologie scientifique et en biologie de la conservation au cours des dernières années [Maron *et al.*, 2012, 2015b ; Dauguet, 2015 ; Gordon *et al.*, 2015 ; Moreno-Mateos *et al.*, 2015 ; Spash, 2015]. Deux tendances majeures structurent la plupart des controverses sur cet outil. Les uns nourrissent l'espoir de voir dans cette approche les formes nouvelles d'une limitation de la destruction de la biodiversité. Les autres perçoivent dans ce même outil la porte ouverte à la justification de la destruction de la biodiversité sous couvert d'un procédé régulé par des experts mal armés ou non légitimes. Pour cette deuxième tendance, non seulement les calculs d'équivalence qui mettent en équation une biodiversité détruite et une biodiversité compensée sont hasardeux au vu de la complexité écologique en jeu [Maron *et al.*, 2012] mais, plus grave, la compensation détourne les enjeux de conservation au profit d'une logique de développement [Apostolopoulou et Adams, 2017].

Curieusement, peu d'études ont examiné les enjeux proprement épistémologiques d'un tel débat. L'articulation entre le savoir écologique mobilisé dans la compensation et les politiques d'aménagement ayant recours à ce principe demeure non explicitée. Or, la plupart des controverses concernant la pertinence scientifique, éthique et politique de la compensation s'enracinent dans des questions de fond en écologie scientifique : peut-on remplacer un écosystème par un autre ? En combien de temps ? Comment apprécier la singularité des habitats ou des populations détruites à une échelle donnée ? Doit-on tenir compte de la dynamique à long-terme et à larges échelles des écosystèmes ? Ces questions, à leur tour, renvoient à la manière dont l'écologie contemporaine envisage plus largement la notion d'écosystème, de stabilité, de référentiel, d'équilibre ou d'équivalence... autant de concepts qui structurent le

régime de savoir-pouvoir impliqué dans les problématiques écologiques contemporaines et qui mêlent expertise scientifique, savoir académique et décisions politiques.

Les controverses suscitées par les mécanismes de compensation en écologie scientifique tournent autour de la *comparabilité d'un état biologique avec un autre* car l'écologie scientifique a coutume de traiter les entités biologiques non comme comparables mais comme singulières. L'écologie scientifique s'est dotée de nombreuses méthodes quantitatives et qualitatives de suivi de différentes composantes de la biodiversité (génétique, phénotypique, fonctionnelle, phylogénétique, individuelle, spécifique, multi-spécifique ou écosystémique). On a l'habitude de mesurer la trajectoire spatiale et temporelle de ces composantes et de traduire ces mesures en « amélioration » par rapport à un état antérieur. Dans ce cadre, les « mesures » de la destruction d'un écosystème ne posent pas de problème fondamental. L'écologie dite de la « restauration » multiplie les méthodes et les exemples empiriques de suivi de paramètres susceptibles de renseigner sur le devenir de l'état d'un niveau d'organisation donné [Van Andel et Aronson, 2012].

Ce qui ouvre un abîme de difficultés épistémologiques, en revanche, est la mise « en rapport » d'une destruction donnée avec une réparation donnée. Pour établir une « équivalence » entre un état écologique et un autre, quel que soit le niveau d'organisation considéré (population, communauté, écosystème) il faut négliger ou considérer comme négligeable les différentes perspectives possibles avec lesquelles un écosystème est envisagé. Or un écologue scientifique n'envisagera pas la question de l'équivalence de la même manière que les décideurs ou des bureaux d'études en quête d'efficacité et d'opérationnalité.

Dans ce chapitre, nous proposons d'examiner dans une première partie les problèmes que pose la compensation écologique au regard des concepts principaux qui ont historiquement structuré l'écologie scientifique et ses développements récents. Dans un second temps, nous analyserons, à l'aide d'un cas précis, le jeu de traductions des notions d'espace, de temps et d'identité écologique pour les rendre compatibles avec l'élaboration d'une équivalence écologique. Dans un troisième temps nous montrerons en quoi cette traduction relève d'une opération technoscientifique et politique.

1. La biodiversité : une nature sans équivalence

La biodiversité détruite peut-elle être équivalente à une biodiversité réparée ? Jusqu'à quel point une espèce ou un habitat est-il « unique » dans une perspective d'écologie scientifique?

Afin d'identifier une entité suffisamment homogène pour être délimitée et reproductible, il faut disposer de la succession d'événements déterminés et reproductibles qui permettent l'existence de cette entité[31]. L'écologie contemporaine est profondément marquée par le souci de révéler la part de ce qui est reproductible et de l'imprévisible dans la dynamique des entités écologiques. Des observations empiriques et des développements théoriques ont alimenté une recherche de fond sur les conditions d'origine et de maintien d'un écosystème ou d'une communauté [Beisner *et al.*, 2003]. Au niveau des écosystèmes, ces recherches décrivent et expliquent comment un écosystème donné peut changer brutalement d'état : un changement minime des conditions environnementales peut entrainer une altération brutale et irréversible du système malgré le rétablissement des conditions environnementales précédentes. De nombreux cas correspondant à une telle trajectoire qualifiée de « transition catastrophique » ont été documentés et modélisés depuis [Scheffer *et al.*, 2001]. Loin de décrire les écosystèmes comme des successions déterministes, ces travaux mettent en évidence l'importance des perturbations dans la structuration et la composition des systèmes écologiques. Par exemple, la modification de la structure biochimique d'un lac à la suite d'un événement climatique extrême dépend plus de l'histoire climatique ancienne de ce lac que de l'intensité de l'événement extrême lui-même [Perga *et al.*, 2018]. Un écosystème se comprend mieux selon ces travaux comme le résultat des perturbations qu'il a subies.

En ce qui concerne les communautés, ces recherches se demandent si l'ordre dans lequel des espèces colonisent un site altère la composition en espèces de ce site. Si, à partir du même jeu d'espèces, l'ordre d'arrivée des espèces a un effet sur la composition finale du site, la trajectoire de la communauté elle-même a un impact sur son devenir. Par exemple, les espèces arrivées

[31] Nous avons précédemment montré que ce problème est à l'origine d'un balancier qui traverse l'histoire de l'écologie qui oscille entre plusieurs conceptions du développement d'une entité écologique. Par exemple, la théorie des successions développée par le forestier Frédéric Clements (1874-1945) stipule que les espèces s'assemblent selon une trajectoire prévisible. La notion même d'écosystème proposée par Arthure Tansley en 1935 bouleverse ensuite l'idée de « développement » à laquelle Eugène Odum redonne plus tard à nouveau du sens en adoptant une approche des écosystèmes combinant la théorie de Tansley et sa formalisation énergétique [Odum, 1969] qui est de nouveau bousculé par l'écologie post-odumienne dans les années 1990.

précocement peuvent limiter l'abondance finale des espèces plus tardives par consommation des ressources ou modification de la structure physique de l'écosystème [Fukami, 2015]. On parle de contingence historique. Par conséquent, un milieu perturbé ne retourne jamais exactement à son état initial, ne serait-ce qu'à cause de la mémoire de l'effet des dynamiques passées : par exemple l'usage ancien des forêts est imprimé dans leur état actuel après plusieurs décennies [Dupouey *et al.*, 2002]. La composition en poissons et invertébrés de certains milieux d'eau douce s'explique mieux par les perturbations anciennes de ces milieux que les perturbations récentes. Plus généralement, la probabilité d'extinction locale d'une espèce et la richesse et la composition des communautés dépendent souvent étroitement de la dynamique, à long terme, de leur habitat [Kuussaari *et al.*, 2009].

La question de « l'équivalence » entre deux écosystèmes ou entre deux assemblages ne se réduit donc pas à l'identité des composants des deux entités mais suppose de surcroit que l'on compare leurs trajectoires. D'après ces travaux les entités écologiques sont prises dans des interactions et une dynamique vivante, non réductible à des corps isolés et reproductibles.

Sur le plan théorique et pratique l'idée d'une trajectoire de référence pouvant servir d'étalon semble donc étrangère à l'écologie contemporaine. L'équilibre n'est plus considéré comme un état fondamental vers lequel se dirigent les entités écologiques mais comme une contrainte méthodologique [Simberloff, 2014]. C'est plutôt la coexistence de processus déterministes et stochastiques qui fournit aujourd'hui un cadre général pour expliquer la dynamique des communautés et des écosystèmes [Chase et Myers, 2011]. Par exemple, certains écologues associent l'équilibre à une constance des paramètres dans le temps pendant que d'autres admettent qu'un équilibre dynamique peut correspondre à des oscillations qui se répètent. Du même coup, l'idée d'équilibre est dépendante de l'échelle de temps considérée : un état fluctuant peut être le fragment d'une oscillation stationnaire sur une période plus longue. Si l'on aborde la question de l'équivalence dans le cadre de l'écologie contemporaine, en tant que tissu de relations historiques, la biodiversité observée dans un lieu donné est donc sans équivalence possible. Si chaque entité biologique est unique, par définition, aucune n'est remplaçable.

Paul Ehrlich dans les années 1980 formule le problème autrement sur la base d'une analogie entre un écosystème et un avion. La structure d'un avion tient en place grâce à de petites pièces métalliques appelées rivets. Clairement, note Ehrlich, le vol de l'avion n'est pas perturbé par le retrait de quelques-uns d'entre eux jusqu'au stade où le retrait d'un seul rivet peut entrainer une

catastrophe. Ehrlich stipule qu'à l'image du rôle des rivets dans l'avion, les divers composants de la biodiversité participent à une forme d'intégrité où le retrait d'une espèce, comme celle d'un rivet, entraîne des conséquences majeures. Ce dynamisme, largement méconnu, devrait selon Ehrlich nous incliner à privilégier une approche conservative de la biodiversité et éviter à tout prix sa destruction :

> *The rivet popper analogy suggests what the proper overall policy should be: it is essential that biodiversity be preserved (and restored) wherever possible. No more relatively undisturbed natural systems should be cleared to make way for development, which should be confined to areas already strongly altered by humanity. Rates of global change should be slowed so as to give natural ecosystems more time to adjust. Such a conservative conservation policy is mandatory even from the standpoint of major ecosystem processes, no matter what the level of redundancy in the functioning of different populations or species in biogeochemical cycles or other ecosystem processes.* [Ehrlich, 1994]

Cette analogie plaide pour une attitude normative très stricte en matière de protection de la nature : « quel que soit le niveau de redondance des populations et des espèces dans le fonctionnement des écosystèmes », nous dit Ehrlich, on ne doit éliminer aucun système naturel.

C'est en réalité moins le problème du niveau d'individualité, que celui du mode d'individuation d'une entité écologique qui est posé. En ce qui concerne l'individualité il suffit de s'intéresser à une caractéristique qui singularise une entité au regard d'autres entités pour que la question de l'équivalence s'arrête net. Parce que deux individus appartenant à la même espèce sont génétiquement distincts, la différence interindividuelle est irréductible. L'écosystème privé d'une de ses composantes n'est tout simplement plus le même au même titre qu'un avion privé d'un seul rivet. La question du remplacement d'une individualité se pose en termes binaires, sous la forme d'une alternative : soit le système est complet, intègre et contient tous ses rivets, soit l'un d'entre eux est modifié et le système est fondamentalement autre.

Une autre approche est néanmoins possible, en termes de dynamique d'individuation. Pour reprendre l'analogie d'Ehrlich, les premiers rivets perdus ont une contribution relativement plus faible à la chute de l'avion que les derniers. On conçoit par exemple facilement que deux individus jumeaux contribuent moins à la diversité génétique d'une population que deux individus non jumeaux. Si l'on s'accorde sur la contribution inégale des objets à un état donné, le mode d'interchangeabilité cesse d'être un problème binaire pour devenir graduel et le niveau devient relatif. La disparition du premier rivet a relativement moins de conséquence que les suivants pour assurer le vol de l'avion. Le recours à cette analogie permet de montrer que la question du remplaçable en écologie revient à poser celle de l'incertitude acceptable du comportement d'un système complexe. À cet égard, la question de l'équivalence ne pose pas

de problème fondamental dès lors que l'on définit clairement le mode de substituabilité et le domaine de validité du remplacement. Par exemple, un arbre est probablement remplaçable sans altérer les propriétés d'une forêt mais peut être unique s'il représente un habitat pour une espèce qu'il abrite.

À l'arrière-plan de la métaphore d'Ehrlich, se pose également la question de l'ontologie des entités écologiques. Qu'est-ce qui fait que les entités écologiques sont ce qu'elles sont ? En somme, la question est moins de se prononcer sur le domaine de validité du remplacement entre des entités écologiques que de saisir ce qui fonde la singularité de ces entités. Peu importe au fond si des entités sont équivalentes pour assurer quoi que ce soit (les rivets en tant que pièces d'un avion). Mais quelles sont leurs caractéristiques propres qui conduisent à les distinguer en premier lieu ? Comment faudrait-il construire un nouveau rivet identique à celui que l'on remplace ? Le rivet est substituable en tant qu'artefact créé et reproductible selon un schéma déterminé (celui de l'ingénieur en aéronautique). La biodiversité présente sur un site échappe à cette possibilité. Son origine s'appuie nécessairement sur une histoire et contient une part d'indétermination.

L'absence d'un cadre théorique solide en écologie scientifique pour penser l'équivalence ne permet donc pas de trancher facilement la question de la réparation d'une destruction de biodiversité par un remplacement. Même si l'on formule la question de la substitution sous forme graduelle et relative et non de façon binaire, on se heurte à une nouvelle difficulté pour savoir « quoi » est susceptible d'être impacté et comment délimiter le commencement et la fin d'une population, d'une communauté ou d'un écosystème. Avant même de parler d'entité ou de système écologique (qui suppose une forme d'autonomie et d'intégration), la définition d'une « unité » écologique pose problème. Celle-ci repose en effet a minima sur l'identification de plusieurs critères [Jax *et al.*, 1998] : *une délimitation* qui peut être spatiale (l'unité correspond à une topologie) ou relationnelle (l'unité correspond à un ensemble de processus) ; *des relations internes* à cette unité (que celles-ci soient purement dues au hasard ou correspondent à des relations déterministes comme la prédation ou la compétition) ; *une sélection de phénomènes* comme appartenant à cette unité et qui dépend des objectifs (pour un écosystème, faut-il inclure toutes les espèces ou seulement certaines) et enfin *la résolution* de l'unité qui permet de s'accorder sur un niveau d'agrégation (l'unité comprend-t-elle des espèces ou des individus ou des génotypes).

Quant à envisager « comment » une unité écologique peut être substituée à une unité jugée équivalente, la contingence historique et l'imprévisible font obstruction au prédictible et au reproductible.

Bien entendu, l'objectif réaliste de la plupart des projets de mise en équivalence cherche plus modestement à « tendre vers », à « reproduire au mieux » et non pas à répliquer une trajectoire écologique perdue. Mais comment procède-t-on dans la pratique ? L'analyse d'une méthode de calcul d'équivalence devrait permettre de mieux caractériser une telle reconfiguration.

2. L'invention de la balance écologique : l'équation d'équivalence

Les controverses associées à la compensation concernent plus les protocoles d'évaluation mis en œuvre sur des projets particuliers que les considérations théoriques sur les dynamiques spatio-temporelles des entités écologiques. Un document téléchargeable sur le site du Ministère de l'écologie et du développement durable peut utilement servir de point de départ à l'analyse de l'application du principe de la mise en équivalence prévu par la loi. Il s'agit du document intitulé « La loi responsabilité environnementale et ses méthodes d'équivalence. Guide méthodologique » publié en juillet 2012[32] [Gaubert et Hubert, 2012].

De multiples méthodes de recherche d'équivalence écologique similaires à celle-ci ont été proposées. Malgré leurs différences méthodologiques elles partagent toutes le souci d'établir une « équivalence » entre des « pertes » écologiques et des « gains » [DREAL, 2014]. Par exemple, une méthode dédiée aux zones humides baptisée « Méthode expérimentale pour évaluer rapidement la compensation en zone humide. La méthode MERCIe : principes et applications » résulte d'un travail coordonné par l'Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques (ONEMA) et d'un laboratoire de recherche (le Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive à Montpellier) [Méchin et Pioch, 2016][33]. Une méthode développée par le bureau d'étude *biotope* a été également spécifiquement développée pour le projet de contournement ferroviaire Nîmes-Montpellier [Quétier *et al.*, 2015]. Un logiciel nommé « Visual_HEA » propose un outil *user-friendly* de calcul des équivalences dont l'utilisation est encouragée par

[32] www.side.developpement-durable.gouv.fr/EXPLOITATION/DEFAULT/doc/IFD/IFD_REFDOC_TEMIS_0077268.

[33] Consultable sur internet http://www.onema.fr/sites/default/files/pdf/MERCIe-Onema-CEFE-cnrs-aout2016.pdf

la Comission Européenne [Pioch *et al.*, 2017]. Un projet plus ambitieux baptisé REMEDE (Resource Equivalency Methods for Assessing Environmental Damage in the EU) vise aussi à uniformiser et standardiser les méthodes de calcul d'équivalences écologiques en Europe en fournissant une boite à outils (*toolkit*) aux usagers[34].

Le guide rédigé à l'initiative du Ministère du développement durable qui nous intéresse vise à fournir une méthode pratique aux acteurs potentiellement concernés par la loi sur la responsabilité environnementale (LRE). Cette loi adoptée le 1er Août 2008 (dont le décret d'application est entré en vigueur le 23 Avril 2009) transposant une Directive européenne (2004/35/CE) qui « établit un cadre de responsabilité environnementale fondé sur le principe du pollueur-payeur ». Cette responsabilité est susceptible de mobiliser les services de l'État, les collectivités territoriales, les aménageurs, divers experts (scientifiques, assureurs, juristes, etc.), et les associations de protection de l'environnement. Le guide présente le dispositif législatif de la LRE et préconise des méthodes concrètes d'évaluation des dommages environnementaux et les mesures de réparation qui doivent être mises en œuvre. Parmi les divers dommages concernés figurent ceux qui « affectent gravement le maintien ou le rétablissement dans un état de conservation favorable de certaines espèces et certains habitats naturels ». Les mesures dites de « réparation » font référence à « toute action, ou combinaison d'actions, y compris des mesures d'atténuation ou des mesures transitoires visant à *restaurer, réhabiliter ou remplacer les ressources naturelles endommagées ou les services détériorés ou à fournir une alternative équivalente à ces ressources ou service* [Nous soulignons] » (p. 3).

À son tour, la réparation se décline en plusieurs types qui se succèdent dans le temps. Premièrement la « réparation primaire », qui désigne l'action mise en œuvre *immédiatement* pour permettre au milieu endommagé de « retourner à son état initial ». Il peut s'agir de favoriser « une simple *régénération naturelle* » (p. 29). Deuxièmement, la « réparation complémentaire » correspond à l'action mise en place lorsque la réparation primaire ne permet pas au milieu de retourner à son état initial ou que ce retour est trop lent. En troisième lieu vient la « réparation compensatoire » proprement dite, mise en œuvre pour compenser les pertes intermédiaires de ressources et/ou de services qui surviennent entre le moment où le dommage se produit et le moment où le milieu retourne à son état initial. Il est précisé que les réparations complémentaire et compensatoire peuvent être mises en œuvre soit sur le site endommagé, soit sur un site « analogue ». Ces mesures doivent être « dimensionnées dans le temps et dans

[34] https://www.ecologic.eu/2699

l'espace afin d'atteindre *une égalité* entre les pertes intermédiaires issues du dommage et les gains issus des mesures de réparation » (p. 30).

La mise en équivalence consiste à fournir des ressources et/ou des services « de même quantité, de même qualité et de même type que les ressources et/ou services initiaux (avant le dommage) » et s'appuie sur deux types de méthodes (p. 5) : l'équivalence par habitat (assimilée à une équivalence entre services écosystémiques) et l'équivalence par ressource (jugée plus appropriée dans le cas d'un impact sur une espèce endémique ou patrimoniale).

Un tissu de procédures impliquant l'exploitant et l'autorité administrative permet l'instruction d'un dossier définissant les mesures de réparations appropriées (recueil et déclaration des observations par l'exploitant, information de l'autorité administrative, mise en demeure de réalisation des mesures...).

Le calcul des équivalences prend place au cours de cette procédure. Il suppose la « substituabilité » des ressources et services:

> la substituabilité des ressources et services : elle considère que la valeur des ressources et services initiaux est identique à celle des ressources et services restaurés (il n'y a donc pas de préférence entre l'utilisation de la ressource initiale et l'utilisation de la ressource restaurée). En d'autres termes, il existe une équivalence entre les pertes et les gains, c'est-à-dire que le gain recherché doit être égal aux pertes issues du dommage. Ce principe reste valable dans le cas d'une perte irrémédiable ou en cas d'atteinte à une espèce endémique, ce qui n'est évidemment pas exact. (p. 50)

Le guide de réparation comporte sept phases qui permettent d'identifier l'origine du dommage, l'état initial du « site » avant dommage, les options de réparation, et leur mise en place et leur suivi. Pour estimer si l'objectif est atteint, la méthode demande la construction d'un indicateur représentatif du dommage appelé « proxy » :

> Il peut s'agir de la biomasse de poissons et de vertébrés, d'une espèce représentative, de la diversité de taxons, de la couverture végétale, de la densité des tiges d'une espèce végétale, des sédiments, de la productivité primaire d'un milieu, du premier maillon de la chaîne alimentaire, etc. Cet indicateur est utilisé comme unité de référence pour caractériser l'état initial du site, les pertes ainsi que les gains issus du projet de restauration. (p. 51)

L'établissement du proxy constitue donc le pivot de l'opération et s'élabore pendant la phase de collecte des données qui rassemble toutes les informations relatives à l'état du site concerné par les dommages. Le proxy est utilisé comme « unité de référence ». Pourtant, cette unité demeure partiellement définie au regard des critères requis pour identifier une unité écologique [Jax *et al.*, 1998]. Sa *délimitation* (spatiale ou relationnelle), *les relations internes* à cette unité, le nombre et le type *de phénomènes sélectionnés* et *la résolution* de l'unité demeurent implicites.

À ce stade, on peut mobiliser des bases de données spécifiques à certains habitats. Par exemple, l'Agence Européenne pour l'Environnement a élaboré un certain nombre de bases de données sur l'eau et l'Inventaire Forestier National sur les ressources forestières. En cas de non disponibilité des données, la méthode mentionne qu'il est possible de contourner cet obstacle : « si le recueil des données sur le site d'impact s'avère impossible, délicat ou incomplet, l'état initial peut alors être établi *par comparaison avec un site de référence voisin* présentant les mêmes conditions biotiques et abiotiques que le site endommagé et en cas de besoin, il peut être fait appel à des modèles de *simulation* de l'état initial » (p. 57).

Le proxy est ensuite décliné en « critères » (par exemple pour une espèce : la dynamique de la population, la répartition naturelle de l'espèce, l'évolution de l'aire de répartition naturelle de l'espèce dans un avenir prévisible, la taille de l'habitat abritant l'espèce et assurant le maintien à long terme des populations). Ces critères sont eux-mêmes ordonnés selon une échelle qui distingue les états de l'habitat (ou l'espèce) impacté : très favorables, favorables, défavorables et très défavorables. Ces catégories sont ensuite affinées en pourcentages de 0 à 100 %. Par exemple : « Concernant l'état de conservation d'un habitat naturel, quand son aire de répartition est considérée « en augmentation », le pourcentage de services rendus est par défaut 87,5 %, centre de la classe « très favorable » [75 % et 100 %]. Une moyenne arithmétique de ces pourcentages renseignés pour chaque critère résume l'état initial de l'habitat ou de l'espèce concerné (p. 62).

Après cette phase, l'exploitant propose des projets potentiels de restauration et détaille pour chacun d'entre eux les gains écologiques escomptés, les coûts de réalisation, le lien géographique avec le site endommagé ou la durée de réalisation permettant le calcul des gains compensatoires. On choisit alors la méthode privilégiée (par habitat ou par espèce) ainsi que le taux de « régénération naturelle » pour estimer les réparations primaires, complémentaires et compensatoires. On admet qu'il peut y avoir « régénération naturelle » : « dans le cas des eaux et des espèces et habitats naturels protégés, le retour des ressources naturelles endommagées ou des services détériorés à leur *état initial* (p. 68) ». Mais il est précisé que l'état initial comme la trajectoire de retour sont incertaines et devront être définis au mieux : « les informations relatives à la dynamique végétale et au temps nécessaire pour parvenir à un certain niveau (à l'équilibre, par exemple) sont relativement bien cernées à partir d'un « état zéro » (p. 68) (équivalent à une destruction totale du milieu). Or le dommage au milieu ne s'apparente pas toujours à un état zéro de l'habitat. Il sera d'un niveau inconnu qui devra donc être défini ».

Pour dimensionner le projet on peut adopter des coordonnées spatiales (et un nombre d'hectares à restaurer) ou temporelles (en nombre d'années pendant lesquelles les mesures de réparation compensatoire seront mises en œuvre). Pour une approche habitat, on raisonne en termes de services écologiques par hectare et par année et dans l'approche espèces en quantité de ressources par année. La proximité des projets de réparations par rapport aux sites impactés est à moduler en fonction des coûts : les méthodes d'équivalence préconisent une réparation en nature *in situ* mais à coûts « raisonnables ». Si le projet *in situ* présente un coût disproportionné par rapport au projet *ex situ* ce dernier peut être privilégié (p. 71).

Le calcul formel des gains, des pertes et de leur équivalence intervient à ce stade. Lorsqu'il s'agit d'une approche par habitat, les pertes intermédiaires s'expriment en surface-année. Par exemple trois hectares ayant perdus 50 % de services pendant une année donnée engendrent 1.5 hectares de pertes d'où la formule mathématique générale : pour une surface A_t impactée à l'année t amputée d'une proportion d_t de services par rapport à l'état initial, la perte accumulée entre l'année de début des dommages (t=0) et l'année de fin des pertes (t=n) est la somme de chaque pertes annuelle : $A_0 * d_0 + A_1 * d_1 + ...A_n * d_n$. Cette somme est corrigée par un « facteur d'actualisation » qui stipule que la perte d'une année donnée se répercute en partie sur l'année suivante. Ce raisonnement, issu des calculs économiques sur les flux financiers, cherche à rendre compte du « taux de préférence qu'ont les individus pour les ressources/services présents ou futurs. Ce taux provient d'un calcul complexe et il est théoriquement révisé périodiquement ; mais la valeur utilisée dans le cas des projets environnementaux de court et moyen termes en France est généralement de 4 % (voir Chevassus-au-Louis et al., 2009 pour une justification théorique et Bas et al., 2013 pour une application plus spécifique au cas des équivalences) [Chevassus-Au-Louis *et al.*, 2009 ; Bas *et al.*, 2013]. Autrement dit, le taux d'actualisation correspond au taux de substitution entre la consommation présente et la consommation future des ressources et des services (p. 53). Le taux (r_t) se répercutant chaque année, il convient donc de multiplier le gain d'une année donnée par $1/(1+r_t)^{t-T}$, où T représente l'année de référence, du début d'actualisation (qui correspond le plus souvent au début des dommages).

Ce facteur incite en principe à atteindre la fin des pertes plus rapidement. La somme des pertes est donc donnée par la formule $P= \Sigma(A_t * d_t)* 1/(1+r_t)^{t-T}$

Les gains quant à eux s'estiment en pourcentage de services obtenu par hectare d'unités restaurés pour une approche par habitat. Il s'agit de multiplier le niveau de service (en %)

gagnés grâce au projet par rapport à l'état initial (b_t) par l'unité de restauration (u) retenu (par exemple 1 hectare). Comme pour les pertes, un facteur d'actualisation permet de rendre compte du changement de ce que représente le gain au cours du temps :

$G= \Sigma(u * b_t)* 1/(1+r_t)^{t-T}$

Il y a équivalence lorsque les pertes issues du dommage sont égales aux gains fournis par le projet de restauration. Le nombre d'unités à restaurer exprimé en hectares (R) est le ratio entre le nombre d'hectares de pertes (P) et le pourcentage de services obtenus sur un hectare restauré (G). Il y a donc équivalence lorsque G*R=P.

La démarche et les calculs sont similaires s'il s'agit d'une approche par espèce. Le proxy retenu (un nombre d'individus détruits d'une espèce jugée indicatrice par exemple) joue le rôle de la surface. L'équivalence exprime ensuite le nombre d'années de restauration nécessaire pour atteindre l'état initial du proxy. Le contenu des méthodes et des critères pour le calcul des paramètres impliqués varie significativement. Toutes partagent néanmoins le même principe de faire correspondre des pertes et des gains au moyen d'une réparation.

L'examen de chacune de ces hypothèses serait certes utile pour déployer l'ensemble des difficultés pratiques d'une opération de réparation satisfaisante. Mais une autre approche plus originale consiste à distinguer, parmi ces hypothèses, celles qui relèvent des contraintes méthodologiques classiques ou d'incertitudes (par exemple l'absence de données sur l'état d'un site) de celles qui participent activement à la transformation des entités écologiques en objets reproductibles. En tant qu'outil d'aide à l'aménagement, le calcul d'équivalence contient une forme de performativité qu'il reste à mettre en lumière. À ce titre, la compensation peut se lire comme une forme d'écotechnologie qui se dote de ses propres moyens de réalisation en articulant un savoir scientifique, une technique et un agenda politique. C'est le sens de cette balance écologique qu'il nous semble nécessaire de clarifier.

3. La balance écologique : tout se perd, tout se créé

La mise en équivalence décrite dans la section précédente montre que l'opération de compensation peut se lire comme un outil de recontextualisation des dynamiques écologiques dans un espace-temps nouveau. La possibilité de comparer les pertes et les gains est une hypothèse explicite, posée comme postulat méthodologique : « il existe une équivalence entre

les pertes et les gains, c'est-à-dire que le gain recherché doit être égal aux pertes issues du dommage. Ce principe reste valable dans le cas d'une perte irrémédiable ou en cas d'atteinte à une espèce endémique, ce qui n'est évidemment pas exact » (p.50). Mais un examen plus fin des obstacles révèle la difficulté de déterminer pourquoi les régimes de temps et d'espaces propres aux entités écologiques sont de nouveau en cause. Le guide est forcé d'admettre que l'hypothèse selon laquelle le gain doit être égal aux pertes « n'est évidemment pas exact ».

Admettons que deux entités écologiques soient jugées suffisamment similaires pour que la disparition de l'une soit compensée par l'apparition de l'autre. Comment la spatialité et la temporalité de ces entités peuvent-elles être reproduites ? Nous avons montré au début de ce chapitre que ce problème ne trouve pas de fondement théorique clair en écologie scientifique. Dans le cas concret d'une recherche d'équivalence entre un site détruit et un site « réparé », plusieurs auteurs ont souligné la difficulté d'une telle abstraction. Concernant l'espace, Morgan Robertson considère la compensation de la destruction des zones humides américaines comme une « abstraction fonctionnelle du local » [Robertson, 2000]. Le référentiel spatial de l'entité écologique est spécifique à celle-ci car dépendant de sa dynamique. Or la classification des zones humides, leur évaluation, et l'utilisation de scores de dégradation projettent, selon Robertson, cette localité spécifique dans un espace ordonné qui sous-entend une référence *adhoc* et non écologique. Il y a donc bien collision entre deux spatialités : celle de la zone humide, spécifique et concrète, et celle de la compensation, générale et abstraite. Selon Robertson, la création d'une spatialité abstraite (et, en fait, la représentation même de l'écosystème comme une « zone humide ») délimitent un type d'échange possible. Si l'on accepte une telle abstraction, on admet en fait que certaines qualités de l'écosystème peuvent recevoir un score, une définition, une qualification et que d'autres sont écartées. Robertson y voit une abstraction proprement spatiale : « *To achieve commodity status, wetland services had to be abstracted from their place-specificity : in an ideal form, all wetlands would be seen as a bundle of commensurable and physically movable functions* » [Robertson, 2000 : 16]. Cette spatialité abstraite permet au même cadre pratique d'être transposé d'une zone humide à une autre, ou d'un pays à un autre. De fait, les méthodes de calculs d'équivalence en France sont largement inspirées des méthodes développées aux Etats-Unis.

Une analyse similaire peut être menée concernant la temporalité. L'écologue Ascelin Gordon a par exemple démontré que la compensation soulève un problème de fond quant au traitement de la dynamique temporelle des écosystèmes. La compensation suppose d'assurer une « absence de perte nette » de biodiversité [Gordon *et al.*, 2015]. Soit. Mais comparée à quoi ?

Chaque entité écologique détruite ayant une dynamique propre, on ne peut utiliser la dynamique d'une autre entité comme étalon de comparaison. Ce que serait devenue l'entité en l'absence de destruction demeure inconnu : il n'y a pas de contrefactuel qui peut jouer le rôle de « témoin ». La compensation compare donc une destruction constatée avec une reproduction jugée équivalente dans une incertitude radicale car le devenir de l'entité écologique en l'absence de destruction (la perte) est inaccessible. En Australie, par exemple, la compensation a eu un effet encore plus destructeur car le calcul des pertes à venir sur les sites détruits était surestimé. Les effets bénéfiques de la compensation proposée étaient bien plus faibles que ce que les aménageurs ont prétendu. Au bilan, la compensation a, dans ce cas, généré plus de pertes que de gains [Maron *et al.*, 2015a].

L'espace-temps propre au fonctionnement des entités écologiques semble donc faire obstacle à l'identification entre biodiversité détruite et biodiversité restaurée. Le processus de dynamiques spatiales et temporelles compromet le remplacement local de la biodiversité. Toute observation de la biodiversité constate une présence d'entités biophysiques mais aussi l'absence d'une biodiversité passée ou future [Pärtel *et al.*, 2011]. Les systèmes écologiques complexes sont caractérisés par la propriété d'être continus sans être nécessairement contigus physiquement. La dispersion, la reproduction ou le recyclage de nutriments sont, par exemple, par nature non réductibles à des états figés. Ces processus transitoires et relationnels s'expriment dans le temps et non pas comme des propriétés d'entités mais comme des relations entre des entités ou des localités. Pour compenser la destruction d'un écosystème il faudrait reproduire cette continuité non contiguë. En somme, l'obstacle épistémologique à la compensation réside autant dans la difficulté de caractériser l'« absence de perte » que de « perdre des absents », tous les phénomènes non mesurés, non présents lors de l'évaluation des impacts et pourtant essentiels à la dynamique des populations et des communautés. Ces absents perdus sont tous les éléments de biodiversité et les processus qui ne se prêtent pas à une mesure statique et qui sont irrémédiablement perdus.

La compensation n'a pas vocation à recréer une biodiversité détruite mais plutôt à « compenser » tant bien que mal les impacts de cette destruction. Contrairement aux équations chimiques introduites par Lavoisier, l'équation d'équivalence écologique implique que toute biodiversité détruite se perd, bel et bien, et que toute biodiversité réparée ou modifiée est créée. Il ne s'agit pas de remplacer un original, mais de produire une copie inexacte jugée équivalente, de construire une égalité inexacte.

Cette approximation se manifeste tout au long du processus méthodologique de construction de l'équivalence. L'utilisation de proxy, par exemple, cherche à représenter l'habitat ou l'espèce concernée par le dommage. On n'estime pas l'état de l'écosystème ou de la population d'une espèce détruite, mais celui de leurs proxys. Ce premier filtre, condition nécessaire au calcul d'équivalence, n'a rien de spécifique à ce stade et correspond aux mêmes approximations couramment utilisées dans l'étude de la biodiversité. En effet, il s'agit toujours dans les analyses de données, de modèles ou d'expériences conduites en écologie, de s'appuyer sur des éléments partiels et sélectionnés plutôt que sur les entités écologiques elles-mêmes.

L'équation d'équivalence a néanmoins pour effet d'hybrider les propriétés écologiques avec autre chose. L'espace-temps que l'on peut qualifier d'endogène (délimité par les dynamiques écologiques) et un espace-temps exogène (importé par des projets anthropiques) se combinent. Par exemple, l'espace de ce qui est détruit est celui du « site » dont la définition et la résolution ne coïncident pas avec celle d'un « écosystème » mais avec celui d'un lieu de dommage. De même, la méthode repose sur l'évaluation de dommages « directement observables » (p. 55). L'état initial concerne le site de l'accident lui-même ou, lorsque les données concernant le site sont insuffisantes : « un site de référence voisin présentant les mêmes conditions biotiques et abiotiques que le site endommagé et en cas de besoin, il peut être fait appel à des modèles de simulation de l'état initial (p. 57) ». Le référentiel spatial adopté est redimensionné en fonction de l'étendue du dommage localisé dans un site réel ou simulé. L'espace endogène est conditionné par un espace exogène contraint par des choix non pas seulement méthodologiques mais imposés par la dynamique d'aménagement du territoire. Les autres critères nécessaires à l'identification d'une unité écologique [Jax *et al.*, 1998] (notamment le choix des relations internes à cette unité, ce qu'elle regroupe ou exclut sur le plan biotique et abiotique ou encore le niveau d'agrégation retenu) demeurent indéfinis. D'où un décrochage spatial et ontologique entre l'unité de compensation (définie par le calcul des équivalences) et l'unité écologique.

Sur le plan temporel, les temporalités endogènes et exogènes s'hybrident pareillement. L'état du site sans dommage est considéré comme étant celui qui lui est propre. À la suite du dommage, un retour à l'état initial est postulé sous la forme d'une « régénération naturelle » définie comme: « le temps nécessaire au milieu pour retourner à son état initial, avant accident » (p. 7) . Les réparations primaires et complémentaires ont pour objectif de retrouver plus tôt la trajectoire que l'écosystème aurait gardée sans accident. On postule donc qu'il y a une temporalité propre « en fonction des données intrinsèques de l'écosystème affecté » (p. 68). Le taux de régénération souligné dans le guide devrait être estimé « le plus objectivement possible,

éventuellement à partir des retours d'expérience et des données écologiques disponibles» (p. 68).

Cette temporalité que l'on peut qualifier d'endogène à l'écosystème coexiste avec plusieurs temporalités nouvelles. La première se manifeste au fil de la procédure elle-même qui comporte deux phases : le temps de « l'urgence » pendant lequel des mesures de prévention immédiates doivent être prises, et le temps « de la réflexion » pendant lequel les mesures de réparation sont pensées et décidées (p. 28).

Deuxièmement, le mode de calcul adopté repose sur une discrétisation du temps, des pertes et des gains. La comptabilité exige que l'on somme les estimations d'année en année. Cette discrétisation du temps imposée par les protocoles de suivi n'épouse pas la dynamique propre à l'écosystème ou aux espèces, dont les processus ne s'expriment pas toujours en années.

Troisièmement, l'état des proxys est déterminé en fonction d'une grille qui conjugue la dynamique endogène des objets écologiques (fluctuations d'effectifs d'une population, taille de l'habitat assurant le maintien à long terme des espèces) avec des critères qualitatifs exogènes et subjectifs (très favorable, favorable, défavorable, très défavorable). Enfin, le facteur d'actualisation qui entre en compte dans l'estimation des pertes et des gains repose sur la préférence postulée pour une réparation immédiate par rapport à une réparation différée.

Les méthodes d'équivalence reposent ainsi sur une recontextualisation spatiale et temporelle de la biodiversité conforme à la pratique d'aménagement qui résulte de contraintes pratiques. Les éléments partiels de biodiversité sont simplement projetés dans des référentiels adaptés à la résolution de l'objectif de mise en équivalence.

A nos yeux, l'originalité de cette reconfiguration est qu'elle s'appuie sur l'existence de limites pour obtenir les conditions de dépassement de ces mêmes limites. La performativité du processus réside précisément dans la possibilité de reconnaître simultanément l'existence de singularités écologiques (un espace-temps et des propriétés endogènes) et la possibilité de leur inscription dans une technique d'aménagement. Selon Astrid Schwartz et Alfred Nordmann, ce processus relève typiquement d'un régime technoscientifique dans lequel les limites biophysiques ne sont comprises que comme l'occasion d'une recherche de leur dépassement : « *The technosciences surrender this supposition of a limited and balanced world they acknowledge limits only to discover a world of excess and technical possibility within and beyond them* » [Schwarz et Nordmann, 2011 : 322]. Autrement dit, l'originalité de la

compensation ne réside pas tant dans les approximations classiques reproduites dans toute étude ou intervention sur le vivant, mais plutôt dans le fait d'être construite comme un outil de dépassement des limites. Les contours spatiaux et temporels des objets écologiques sont redimensionnés pour permettre leur réparation à la suite de leur destruction. Ce processus n'est pas l'application du savoir écologique sur la dynamique des écosystèmes (fussent-elles simplifiées pour des raisons pratiques), mais le design d'un techno-écosystème doté d'un nouvel espace-temps compatible avec sa réplication et son contrôle dans un projet d'aménagement. Il s'agit d'un processus actif ouvrant sur de nouvelles possibilités. L'écologie scientifique mobilisée dans ce processus peut se comprendre comme une « écotechnologie » plutôt que comme une écologie appliquée [Schwarz et Nordmann, 2011 : 331].

On retrouve en somme dans ce passage de l'écosystème au techno-écosystème un schéma analogue à celui décrit lors du passage du relevé écologique à la donnée politique [Devictor et Bensaude-Vincent, 2016] ou de la « prise de fonction ». Un nouvel espace-temps permet d'envisager le remplacement d'un écosystème par un autre sur un mode abstrait, universel et compatible avec l'espace-temps des sociétés humaines. Le recours à la mesure, à la mise en équation qui proportionne la destruction et la compensation est un procédé d'objectivation de ce nouvel espace-temps. La stratégie de compensation est beaucoup plus que l'invention d'une technique, elle est un geste politique. Comme le note Bensaude-Vincent à propos de la mesure :

> Toute application de la mesure dans le champ économique, social ou politique demande donc un travail préalable pour rendre les choses commensurables, pour situer sur une même échelle de grandeur ou de prix des éléments hétérogènes. Or le choix d'un équivalent général s'appuie nécessairement sur une convention sociale. Ainsi, la mesure présuppose-t-elle des institutions sociales en même temps qu'elle garantit l'ordre social. [Bensaude-Vincent, 2018]

Rendre commensurable une biodiversité détruite et une biodiversité restaurée n'est donc pas qu'un enjeu scientifique mais relève d'un projet politique. La commensurabilité vise à insérer la nature dans un nouvel ordre social. L'équation d'équivalence, en particulier, joue ici un rôle de « commutateur » possible entre la biodiversité locale détruite et autre chose. Le pendant biotique, en somme, de l'équivalent carbone abiotique (Loeve and Bensaude-Vincent, 2018). C'est la dimension politique de cette équivalence que nous allons à présent tenter d'expliciter.

4. L'écotechnologie de la destruction compensable : rien ne se transforme (ou presque)

Si l'équivalence est proposée comme outil politique officiel malgré les difficultés scientifiques et techniques qui semblent faire obstacle à sa mise en pratique c'est le signe que les règles d'équivalence entre les gains et les pertes ne sont pas fixées par l'écologie scientifique ni même par décret juridique. Elles relèvent d'un dispositif de mise en balance où science et politique se conjuguent.

Sur la forme, la compensation incarne un projet politique explicite. L'expression résumant l'opération de compensation est « absence de perte nette » (*No net loss*). Cette expression a été initialement proposée par George H. W. Bush comme objectif politique :

> *… generations to follow will say of us 40 years from now... that sometime around 1989 things began to change and that we began to hold on to our parks and refuges and that we protected our species and that in that year the seeds of a new policy about our valuable wetlands were sown, a policy summed up in three simple words: ''No net loss.''* [USGPO, 1990 : 694]

Le principe de *No net loss* a été largement repris depuis dans différentes sphères (textes de lois, déclarations internationales, articles scientifiques, ONG, associations). Son efficacité politique tient à ce qu'elle concilie des rationalités traditionnellement en tension. La compensation exprime une sorte d'oxymore conciliant : on compense *car* on veut protéger mais on compense *pour* pouvoir détruire. Ce mécanisme ambivalent autorise un certain nombre de projets d'aménagement du territoire par de nombreux bureaux d'études proposant des solutions « innovantes » et la mise en place de méthodes « clés en main » de calcul d'équivalence à destinations des décideurs et aménageurs [Méchin et Pioch, 2016].

À cette dimension explicite s'ajoute une dimension politique plus implicite. À l'instar du modèle foucaldien de biopouvoir, le contrôle exercé par le dispositif de compensation s'exerce de manière diffuse dans les contraintes imposées par le couple savoir-pouvoir construit par une multitude d'acteurs souvent en conflit. La compensation met en équivalence des composantes de biodiversité conçues comme les termes d'une équation stoechiométrique que des facteurs correctifs permettent d'équilibrer. La biodiversité est découpée en unités équivalentes qu'il convient d'équilibrer (G*R=P). Avec l'équation d'équivalence, la compensation écologique semble étendre l'idée de conservation de la matière au vivant. Les entrées sont égales aux sorties, comme une réplique du principe de conservation de Lavoisier. Nous retrouvons dans cette équation la traduction mathématique de la vision équilibriste de la nature proposée par Linnée

en 1762 : « *the death and destruction on any one thing should always be subservient to the restitution of another* » [Linné, 1762 : 40]. Cette réactivation du principe de conservation réactualise le modèle épistémique en vigueur à la fin du XVIII[e] siècle selon lequel les ordres économique, social et naturel devaient tous illustrer ce même principe d'équilibre [Bensaude-Vincent, 1992]. Comme la balance, l'équivalence permet de relier des entités aussi différentes que deux écosystèmes séparés dans le temps et l'espace (l'un détruit, l'autre réparé). Comme la balance, l'équation d'équivalence joue le rôle de médiateur entre les objets et les personnes concernés par la destruction et la réparation. De fait, l'image de la balance illustre la compensation dans de nombreuses plaquettes ou guides. Ainsi, le *New Zealand Planning Institute* (NZPI) évoque l'équilibre entre un arbre et des immeubles en posant les deux sur les plateaux d'une balance.

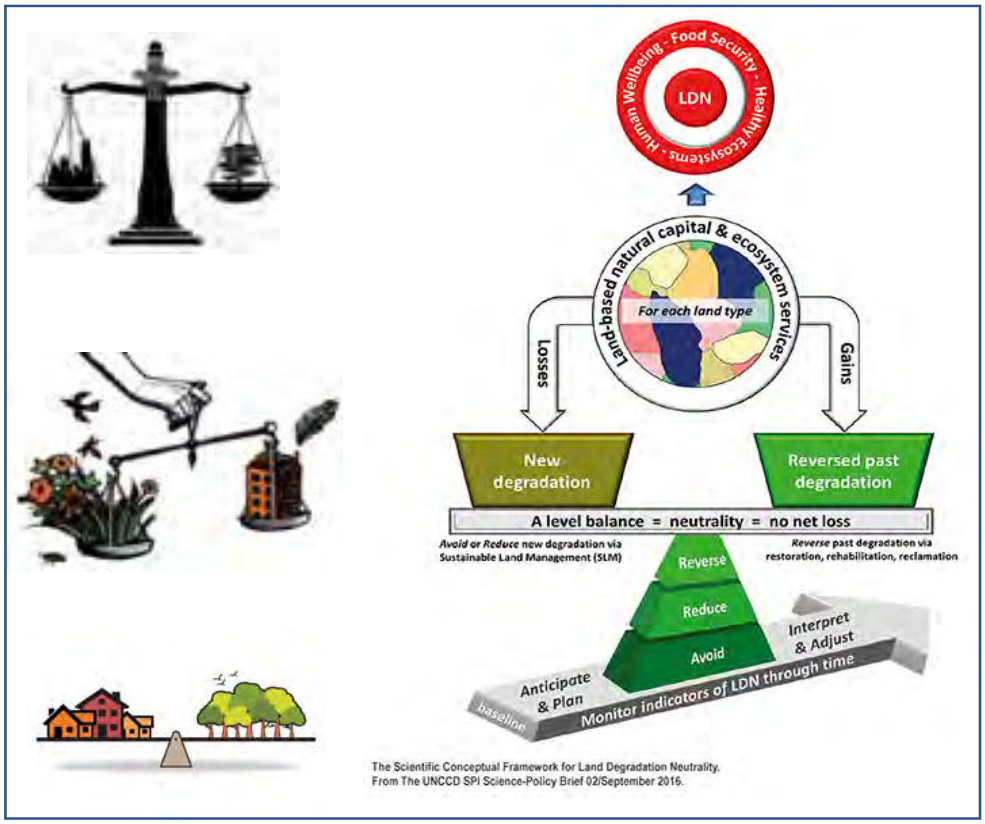

Figure 6. Assortiment d'images utilisant la balance comme symbole pour illustrer le principe de l'équivalence écologique ou de la compensation[35].

[35] Source : A gauche en haut : https://www.planning.org.nz/Event?Action=View&Event_id=477/, au milieu : http://www.constructionmanagermagazine.com/management/cpd-will-pricing-our-wildlife-ease-planning-pain/), en bas : https://www.planningresource.co.uk/article/1303016/offsetting-equation.

La section « *management* » de l'organisme anglais *Chartered Institute of Building*, et l'organisme de développement urbain *PlanningResource* utilisent la même symbolique. La balance est également reprise dans des schémas plus complexes de modèles de développements économiques. Par exemple, une neutralité de la dégradation de la terre est envisagée (*Land Degradation Neutrality*, LDN) de cette manière pour les projets de développement dans le cadre de la Convention des Nations Unis pour combattre la désertification.

Même s'il on admet que l'équilibre dont il est question n'est plus la « balance de la nature » faisant référence à un ordre téléologique [Egerton, 1973], on voit poindre un équilibre supposé atteignable de la nature dans l'équation.

L'équation d'équivalence internalise une réalité supposée objective dans un principe politique. Destruction et réparation deviennent des termes à ajuster au lieu d'être vus comme une occasion de confronter nos modes de vie et d'action à des limites biophysiques. Un espace-temps composite, à la fois endogène et exogène aux entités écologiques permet une telle composition.

Il s'agit là d'un exemple de médiation conceptuelle particulièrement parlant : un modèle scientifique et une vision politique du concept d'équilibre se conjuguent en une équation qui permet d'envisager en somme une « destruction non destructive ». Pour reprendre l'hypothèse biopolitique adaptée à la crise de la biodiversité, cette médiation peut aussi se comprendre comme une technologie de gouvernementalité.

A cet égard, si sur le plan écologique, l'équation d'équivalence implique que « tout se perd et que tout se créé », elle conduit, sur le plan politique, à un « rien ne se transforme » dans la mesure où le recours à un nouvel équivalent général, assure le maintien et la perpétuation de l'ordre économique et social actuel. Ce qui est produit n'est certes pas un bien muni d'une valeur mais une *propriété d'échangeabilité*. En ce sens, la mise en équivalence correspond à ce que l'anthropologue Arjun Appadurai définit comme une *commodification* de l'objet [Appadurai, 1986 : 9]. Il prend cette notion dans une acceptation large pour ne pas restreindre la question de l'échange à celle de la production ou à la traditionnelle distinction marxiste entre valeur d'usage et valeur marchande qui subordonne le problème de l'échange à la définition de marchandise ou de marché. En tant que processus, la commodification ne requiert pas nécessairement l'existence d'un marché de la biodiversité mais elle permet la comparaison

---

A droite : https://knowledge.unccd.int/knowledge-products-and-pillars/scientific-conceptual-framework-land-degradation-neutrality-overview

entre un site impacté et un site restauré. Ce processus peut être indépendant de la monétarisation (l'attribution d'une valeur monétaire) et de la financiarisation (l'inclusion de cette valeur dans des processus spéculatifs). La biodiversité est commodifiée dans la mesure où elle devient échangeable en unités physiques et autre proxys. En ne définissant pas l'unité écologique sur laquelle elle s'applique, on crée une unité nouvelle, l'unité de compensation. Si elle ne correspond pas à la production d'un bien marchand, elle en adopte néanmoins la logique. Benoit Dauguet a par exemple montré sur un cas précis de calcul d'équivalence, que l'existence d'un marché formel est moins caractéristique de l'équivalence que le processus de fongibilité de différents éléments qu'elle implique :

> *more than balancing losses and gains, equity accounting and successive reductions establish a general fungibility of species, environments and habitats in the commensurability space created. By reducing habitats to their functions then their Functionality and finally to an exchange value (through the definition, grading and sizing opera- tions), biodiversity offsetting forms a commodification process in that it ontologically makes them commodities.* [Dauguet, 2015 : 539]

En termes de gouvernementalité, un tel procédé se justifie pour renforcer le contrôle de la nature et de l'ordre social dans un contexte où la dynamique de la biodiversité ne se donne pas comme un phénomène facilement maîtrisable et où les tensions entre développement destructeur et sensibilités protectrices sont particulièrement vives. Helen Tregidga interprète ce recours au modèle de la balance comme une technologie de gouvernementalité :

> *For biodiversity offsetting to occur, the prerequisite technologies are quantification and calculation, rendering the subject – in this case the wildlife species – knowable and governable. In essence, to constitute biodiversity as tradable, species become measurable "currency". (…). Equivocation and the appeal of neutrality, or even a positive balance, lends credence to the argument presented. Governing is presented in a rationally balanced light – with favourable outcomes, linked at least in part to "reasonable" understandings, if not intentions. The notion of being able to ameliorate impacts through offsets ("on the one hand here" becomes "on the other hand there") extends to translocation in the case of offsite mitigation.* [Tregidga, 2013 : 821-822]

Quelle que soit la manière de qualifier ce procédé politique, il nous semble possible d'affirmer que contrairement à sa prétention initiale de permettre un retour au concret, l'équation d'équivalence pousse encore plus loin l'abstraction de la biodiversité que nous avons déjà décrite lors de sa prise en compte et de sa fonctionnalisation. Ce chapitre suggère que le local est à nouveau projeté dans une nouvelle série d'abstractions qui remplacent l'espace-temps endogène des entités écologiques par un espace-temps exogène. Cette reconfiguration de la dynamique des écosystèmes intègre des contraintes fortes et crée les conditions de leur

dépassement. La compensation s'impose avec efficacité comme une écotechnique portée par un agenda politique.

Or les écologues ne sont pas les seuls à souligner la difficulté de commensurer des éléments de biodiversité causée par la non fongibilité de l'espace-temps écologique. Dès les premiers rapports tentant d'établir le bien-fondé des méthodes législatives, James Salzman et J.B. Ruhl, dénoncent un biais qui consiste à instaurer une facilitation des moindres contraintes qui se trouve nécessairement favorisée dans le cas d'une recherche de commensurabilité proprement biotique. Contrairement aux éléments abiotiques où l'on peut s'accorder assez facilement sur ce qui est mesuré (ou du moins mesurable), les habitats biologiques ne présentent pas d'unités échangeables si bien que la commensurabilité se réduit à des mesures de surface :

> *There is good reason to believe this problem will be endemic to habitat trading programs in general until ecologists can deliver a cheaply calculated, refined currency for habitat values. The cost of valuing the currency in the sulfur dioxide program is low-a ton is a ton. But the cost of creating habitat currencies is either very cheap-an acre is an acre-or, if we demand reliable measures of environmental and social service values, very expensive. Developers have an incentive to use the least expensive currency the government will allow.* [Salzmann et Ruhl, 2000 : 665]

Ce que l'on présente comme une solution contraignante, locale et concrète à la destruction de la biodiversité, vise en fait à permettre l'action, à fournir une prise sur le vivant. Le calcul d'équivalence s'ajoute à la liste des techniques de pouvoir d'incorporation de la crise de la biodiversité dans le modèle général d'actionnabilité. En ce sens, il nous semble possible de conclure que *rien ne se transforme* sur le plan politique.

Rien ou presque. En établissant, de manière abstraite et insatisfaisante une équivalence entre ce qui est détruit et ce qui est restauré, tous les facteurs humains et non-humains qui ne se prêtent pas à une telle équation de compensation peuvent engendrer du contentieux. L'équation d'équivalence a beau être un procédé d'abstraction du local et de l'espace-temps écologique, il peut produire un effet politique en donnant voix à ce qui est concrètement impacté. Une micro(bio)politique de la biodiversité s'esquisse dans chaque projet de compensation qui contrecarre les dispositifs ascendants de totalisation de mise en données et de prise de fonction abordés dans les chapitres précédents. L'expression « micropolitique de la biodiversité » a été utilisée par Céline Granjou pour décrire ce que le terme biodiversité en lui-même modifie dans les tandems de savoir-pouvoir exprimés sur le terrain. Elle vise à :

> caractériser les dynamiques d'écologisation qui accompagnent la circulation de la notion de biodiversité dans une diversité de configurations d'actions locales. Il s'agit bien sûr de montrer que la biodiversité s'accompagne d'une nouvelle norme de gestion experte qui

> tend à s'imposer à de très nombreux acteurs, activités et institutions, mais il s'agit en même temps de souligner les déclinaisons et les limites de cette norme dans les configurations territoriales : la biodiversité ne s'accompagne pas du déploiement d'une nouvelle politique écocratique unilatérale, mais plutôt du déploiement d'une pluralité de micropolitiques où se jouent la construction de savoirs et de références techniques pour la gestion de la biodiversité en même temps que la (re)définition des identités et des positionnements des acteurs. [Granjou, 2013 : 18]

L'ajout du préfixe « micro » à l'hypothèse d'une biopolitique de la biodiversité nous semble utile pour spécifier comment le dispositif de prise en charge technoscientifique de la biodiversité que nous avons décrit jusqu'ici mêle des êtres et des enjeux d'échelles variables qui s'expriment concrètement lorsqu'une substituabilité de biodiversité est en cause. Rappelons que l'hypothèse de Foucault est que certaines pratiques et relations intégrées au dispositif de pouvoir transcendent les situations particulières en s'incarnant dans les corps, les discours, et les techniques. Ce qu'il décrit comme une microphysique du pouvoir correspond à la matérialisation de cette forme d'ubiquité du pouvoir :

> Il s'agit en quelque sorte d'une microphysique du pouvoir que les appareils et les institutions mettent en jeu, mais dont le champ de validité se place en quelque sorte entre ces grands fonctionnements et les corps eux-mêmes avec leur matérialité et leurs forces. Or, l'étude de cette microphysique suppose que le pouvoir qui s'y exerce ne soit pas conçu comme une propriété, mais comme une stratégie, que ses effets de domination ne soient pas attribués à une "appropriation", mais à des dispositions, à des manœuvres, à des tactiques, à des techniques, à des fonctionnements ; qu'on déchiffre en lui plutôt un réseau de relations toujours tendues, toujours en activité plutôt qu'un privilège qu'on pourrait détenir ; qu'on lui donne pour modèle la bataille perpétuelle plutôt que le contrat qui opère une cession ou la conquête qui s'empare d'un domaine. Il faut en somme admettre que ce pouvoir s'exerce plutôt qu'il ne se possède, qu'il n'est pas le "privilège" acquis ou conservé de la classe dominante, mais l'effet de l'ensemble de ses positions stratégiques. [Foucault, 1975 : 34-36]

Il ne s'agit donc pas tant d'une politique *locale* ni même du fait qu'une localité spécifique soit le point de départ d'un enjeu politique mais de la *production* d'un agencement de singularités qui appartiennent à des échelles et des enjeux de pouvoirs différents. L'interaction entre le dispositif biopolitique et un contexte territorial particulier qui produit une micropolitique spécifique. La notion de micropolitique est aussi proposée par Gilles Deleuze et Félix Guatarri pour insister sur l'enchevêtrement de ce qui relève de l'idéologie dominante (« le centralisé ») et ce qui correspond à des comportements spécifiques, non nécessairement intégrés à la mécanique sociale (le « segmentaire »). La vision micropolitique, de Deleuze et Guatarri privilégie l'interaction plutôt que le confinement à l'une ou l'autre de ces deux dimensions : « il ne suffit pas d'opposer le centralisé et le segmentaire (...). Car les deux se distinguent bien mais sont inséparables, enchevêtrés l'un avec l'autre, l'un dans l'autre (...) » [Deleuze et Guatarri, 1980 : 253-283]. Ou encore que « tout est politique, mais toute politique est à la fois

macropolitique et *micropolitique* » [Deleuze et Guatarri, 1980 : 260]. Ils constatent par ailleurs que « quand la machine devient planétaire ou cosmique, les agencements ont de plus en plus tendance à se miniaturiser, à devenir des micro-agencements » [Deleuze et Guatarri, 1980 : 263]. On peut donc avancer que les occasions de micropolitiques sont susceptibles de se démultiplier à la faveur de chaque projet de destruction ou de défense de la biodiversité lorsqu'une proposition de substitution précise est formulée. La compensation, en projetant le local dans une abstraction est un lieu privilégié de naissance de micropolitiques spécifiques. Il s'agit, en d'autres termes, de rendre visible et plus explicite le dispositif biopolitique. Si la quantification, la fonctionnalisation et la compensation sont des processus d'abstraction, il n'en reste pas moins que la biopolitique, elle, s'incarne dans des pratiques concrètes.

En s'intéressant aux professionnels et experts de la nature en prise avec des actions concrètes Granjou note ainsi que l'on assiste :

> au déploiement de micropolitiques où se joue la (re)-définition des savoirs sur le vivant sauvage en même temps que des identités et des relations des protecteurs et des exploitants. Ainsi, si la protection de la nature se concrétise aujourd'hui comme une entreprise de maitrise technique et de gestion experte, ce n'est pas en vertu de l'imposition systématique d'un nouveau corpus de savoirs écologiques, mais bien au travers d'une multiplicité et d'une diversité de zones frontières de dialogue et de négociation entre des acteurs (environnementalistes *versus* agriculteurs), des logiques d'action (protection *versus* exploitation) et des types de nature (domestique *versus* sauvage) que tout continue bien de séparer. [Granjou, 2013 : 20]

Or nous avons montré que loin d'être crédibilisées par un « corpus de savoirs écologiques », des connaissances et des techniques *ad hoc*, proposées par des experts sont en général retenues. De plus, loin de concilier des rationalités conflictuelles (protection versus aménagement), la compensation a pour effet de souligner leurs différences. Cette dissension se manifeste dans les multiples occasions de « non-conformité » que les humains et non-humains opposent à la logique de compensation. Aussi, nous semble-t-il intéressant de retenir cette proposition pour mieux comprendre le cas spécifique de la compensation. A la différence des projets de quantification et de fonctionnalisation la compensation fabrique de la micro-biopolitique qui ne traduit pas seulement une stratégie de contrôle de la nature mais offre, en même temps, une échappatoire à ce contrôle.

En préface de l'ouvrage de Granjou, Isabelle Mauz insiste à ce titre sur les multiples « tactiques » déployées par des êtres vivants pour échapper aux stratégies de contrôles identifiées dans l'analyse micropolitique. Ce faisant, Mauz se réfère à la thèse de Michel de Certeau selon laquelle les individus (humains) loin d'être les membres d'un collectif homogène

et inactif sous un contrôle biopolitique[36], sont dotés de créativité, de ruses, de stratégies assimilables à du « braconnage ». Les enjeux sont redistribués en faisant participer à cette micro-résistance singulière aussi bien les humains que les non-humains :

> A tout réseau de microdisciplines qui pénètre un tissu social répondent des arts de faire, des pratiques inventées par ceux-là mêmes que la microphysique de pouvoir veut surveiller et contrôler. Or les êtres vivants montrent une faculté toute particulière et parfois proprement sidérante (et réjouissante) à échapper aux dispositifs de suivi, par des dérobades, des tours de passe-passe, des astuces, des ruses. Les personnes impliquées dans le suivi du vivant peuvent elle aussi s'affranchir des règles, par exemple en choisissant les milieux et les espèces qu'elles suivent en fonction de leurs propres préférences, bref en introduisant du jeu dans les micropolitiques de la biodiversité. [Granjou, 2013](préface de Isabelle Mauz, p, 12)

Pour Michel de Certeau ces tactiques de résistance utilisent les mêmes moyens que les stratégies de contrôle :

> La tactique n'a pour lieu que celui de l'autre. Aussi doit-elle jouer avec le terrain qui lui est imposé tel que l'organise la loi d'une force étrangère. […] Elle n'a donc pas le moyen de se donner un projet global ni de totaliser l'adversaire dans un espace distinct, visible et objectivable. Elle fait du coup par coup. Elle profite des 'occasions' et en dépend […] Il lui est possible d'être là où on ne l'attend pas. [De Certeau, 1990 : 61-62]

Les acteurs humains peuvent en effet détourner la recherche d'équivalence pour affirmer la singularité écologique locale ou des valeurs qui leurs sont propres. La biodiversité quant à elle, ne cesse d'opposer son espace-temps endogène comme résistance. Autrement dit, les espèces localement impactées et leur écologie propre peuvent devenir les alliées des protecteurs de la nature dans une logique de contestation de la validité des procédures de compensation elles-mêmes, et ce, « là où on ne les attend pas ». Par exemple, l'association de protection de la nature « France Nature Environnement » (FNE) a retourné la logique de compensation sur elle-même. En s'invitant sur les sites potentiellement détruits et faisant l'objet de mesures compensatoires les « Naturalistes en Luttes » ont inventorié des espèces « oubliées » par le bureau d'étude chargé de l'état des lieux écologique en vue de leur compensation. Une lutte locale a pu ainsi s'organiser sur le plan juridique et communicationnel pour remettre en cause la crédibilité et la légitimité des mesures de compensation :

> Sur les 2 000 espèces recensées, plus d'une centaine s'avèrent être classées « espèces protégées ». Et l'inventaire des merveilles du lieu est loin d'être clos. Ainsi, le travail minutieux des Naturalistes en lutte, collectif dans lequel les militants de nos associations sont très actifs, a permis par exemple de découvrir des espèces non répertoriées dans l'inventaire du bureau d'étude Biotope mandaté par l'État. Un exemple parmi tant d'autres

[36] A cet égard, de Certeau se démarque en partie du modèle de biopouvoir proposé par Foucault

> des nombreux manquements de cet inventaire, outil pourtant capital dans un projet puisque les mesures d'évitement, de réduction et de compensation en découlent. Concernant les mesures de compensation, 4 espèces seulement seraient concernées sur plus de 100 espèces protégées présentes. Pourtant une loi de 2016 a fixé l'arrêt de la perte nette de biodiversité comme objectif. De plus, pour cette toute petite poignée d'espèces élues, rien de rassurant : pour les sauver du chantier, il faudrait d'abord que les ouvriers les voient, qu'ils les reconnaissent, les capturent dans les règles, puis les emmènent ailleurs… Une hypothèse bien illusoire.[37]

Ce chapitre montre donc que « la mise en balance » de la biodiversité détruite avec une biodiversité compensée peut se penser comme une autre prise en charge de la crise de la biodiversité par un régime technoscientique. Loin de se présenter comme une application de l'écologie à un problème technique d'aménagement du territoire, le calcul de l'équivalence est produit par un dispositif non linéaire faisant intervenir des hypothèses écologiques, des experts non académiques, un contexte législatif et, plus généralement une gouvernementalité du vivant capable d'accorder une chose et son contraire : la destruction et l'absence de perte nette. Mais une autre dimension se dessine dans ce mode de prise en charge : tout en oubliant le local il délimite des foyers de résistances possibles. Nous avons également identifié des résistances dans le dispositif de quantification (que nous avons baptisés les « laissés pour compte ») et dans celui de la fonctionnalisation (les « fantômes »). Mais ces résistances produites par des abstractions avaient la particularité de demeurer elles-mêmes relativement abstraites. Ce chapitre révèle au contraire des foyers de résistances concrets en faisant intervenir les acteurs du dispositif sur des sites particuliers. Au-delà de l'espace-temps exogène imposé par les prises en charge technoscientifiques, le « lieu » du dispositif mérite d'être exploré. La biodiversité n'est pas qu'un concept scientifique lesté d'une charge normative. Ce concept véhicule une exigence de cohabitation, des humains et des non humains. L'examen de l'*oikos* de la biodiversité fait l'objet de notre dernier chapitre et tient lieu de perspective.

[37] France Nature Environnement. Notre Damme des Landes : les raisons de la contestation, https://www.fne.asso.fr/dossiers/notre-dame-des-landes-12-raisons-de-dire-non

Chapitre5

DE QUEL *OIKOS* LA BIODIVERSITÉ PEUT-ELLE ÊTRE L'OBJET ?

Qu'est-ce qui « résiste » à la thèse d'une biopolitique de la biodiversité ? Pourquoi le contrôle technoscientifique de la biodiversité demeure-t-il nécessairement inachevé ? Ce dernier chapitre revient sur ce qui empêche d'enfermer la question écologique dans un programme de gestion technoscientifique de la biodiversité. Il souligne d'abord le caractère central de la notion de *résistance* dans le fonctionnement du dispositif biopolitique. Nous distinguons ensuite deux types d'*oikos* qui peuvent nourrir deux grands foyers de résistance. Le premier concerne les *conditions* d'existence de la biodiversité, le deuxième, ce que nous nommons ses *modes* d'existence. Cette proposition s'appuie sur deux héritages de pionniers de l'écologie, Ernst Haeckel et Jakob von Huexküll, et conduit à une conception relationnelle plutôt que substantialiste de la biodiversité. Pour finir, nous analysons les effets pratiques de cette conception comme alternative aux solutions de prises en charges technoscientifiques de la biodiversité. Elle implique une recherche de décentrement de l'anthropocentrisme dominant. Ce mouvement a une dimension conflictuelle dont nous montrons les propriétés vertueuses tant pour l'*oikos* de la biodiversité que pour le processus démocratique. Il ne donne accès ni à une posture dogmatique ni à la suprématie d'un domaine du savoir pour traiter les questions écologiques, mais constitue un dispositif de contre-pouvoir au régime technoscientifique en vigueur.

La « Stratégie Nationale de la Biodiversité » mentionnée en introduction de ce travail a une ambition claire :

> d'ici à 2020, les connaissances, la base scientifique et les technologies associées à la diversité biologique, ses valeurs, son fonctionnement, son état et ses tendances et les conséquences de son appauvrissement sont améliorées, largement partagées et transférées, et appliquées. [SNB, 2011]

Tout au long de ce travail nous avons souligné les ambivalences d'un tel programme. Il suppose un modèle linéaire de production de la connaissance par une communauté scientifique autonome qu'il suffirait de transférer et d'appliquer qui ne correspond pas au modèle de l'interaction entre science et politique en vigueur. Nous avons montré que la biodiversité est en fait prise en charge par un dispositif technoscientifique et technopolitique. Sa quantification (chapitre 2), sa fonctionnalisation (chapitre 3) et sa substituabilité (chapitre 4), révèlent l'étroite interdépendance de la recherche scientifique et d'un dispositif politique. Ce dispositif permet de repenser une réalité hétérogène perçue comme menacée (chapitre 1) en termes de classification, d'intérêts économiques et de dédommagement qui sont autant de manifestations d'une biopolitique de la biodiversité.

Les trois variantes du dispositif que nous avons étudiées partagent toutes un trait commun : elles construisent une vision abstraite de diversité biologique dans un processus de globalisation. Brian Walker qui a joué un rôle actif dans le tournant fonctionnaliste de la biodiversité (chapitre 3) est un proche collègue du chimiste Will Steffen qui fut directeur exécutif de *l'International Geosphere-Biosphere Programme* (IGBP) de 1998 à 2004, berceau de la conception de la biodiversité comme moteur de fonctionnement des écosystèmes[38]. Walker, pour la dimension biotique, et Steffen pour la dimension abiotique, conçoivent le « système » intégré d'une terre fonctionnelle qu'il est temps de « prendre en main ». Ils élaborent ensemble le projet d'un pilotage écosystémique global (*Ecosystem Stewardship*) : « *All social-ecological systems are vulnerable to recent and projected changes but have sources of adaptive capacity and resilience that can sustain ecosystem services and human well-being through active ecosystem stewardship* » [Chapin *et al.*, 2010 : 241]. Un tel pilotage présuppose une vision anthropocentrique du système terre comme instrument au service de l'espèce humaine : « *Ecosystems management seeks to sustain multiple ecosystem services. (…) Its central goal is*

[38] Que nous avons étudié au chapitre 3, p

to sustain the capacity to provide ecosystem services that support human well-being under conditions of uncertainty and change » [Chapin *et al.*, 2010 : 242].

Will Steffen collabore activement avec Paul Crutzen, chimiste de l'atmosphère et Prix Nobel qui forge la notion d'anthropocène dans une Newsletter de l'IGBP éditée par Steffen. Dans cette même Newsletter, Crutzen et son collègue Eugene Stoermer publient la liste des multiples marques de la modification profonde de la biosphère par les activités humaines à l'appui d'une nouvelle ère géologique :

> *Considering these and many other major and still growing impacts of human activities on earth and atmosphere, and at all, including global, scales, it seems to us more than appropriate to emphasize the central role of mankind in geology and ecology by proposing to use the term "anthropocene" for the current geological epoch.* [Crutzen et Stoermer, 2000 : 17]

Bien que Stoermer ait déjà utilisé le terme d'anthropocène dans les années 1980, c'est l'article intitulé *Geology of mankind* publié par Crutzen en 2002 dans *Nature* qui a popularisé le terme :

> *For the past three centuries, the effects of humans on the global environment have escalated. Because of these anthropogenic emissions of carbon dioxide, global climate may depart significantly from natural behaviour for many millennia to come. It seems appropriate to assign the term 'Anthropocene' to the present, in many ways human-dominated, geological epoch, supplementing the Holocene — the warm period of the past 10–12 millennia. The Anthropocene could be said to have started in the latter part of the eighteenth century, when analyses of air trapped in polar ice showed the beginning of growing global concentrations of carbon dioxide and methane. This date also happens to coincide with James Watt's design of the steam engine in 1784.* [Crutzen, 2002 : 23]

Une étude poussée de cet « événement » géologique et historique n'est pas l'objet de cette thèse[39]. Il suffit de retenir pour notre propos que l'anthropocène instaure une perspective totalisante qui engage une certaine idée de la biodiversité et une certaine conception de son pilotage qui sont en partie produites par le dispositif de biopolitique que nous avons décrit.

Crutzen, Steffen et le géologue Jan Zalasiewicz ont cosigné un article proposant un pilotage actif visant à modifier la trajectoire de la Terre : « *The Anthropocene : From Global Change to Planetary Stewardship* » :

> *The advent of the Anthropence, the time interval in which human activities now rival global geophysical processes, suggests that we need to fundamentally alter our relationship with the planet we inhabit. Many approaches could be adopted, ranging from geo-engineering solutions that purposefully manipulate parts of the Earth System to becoming active stewards of our own life support system. The need to achieve effective planetary*

[39] Signalons simplement deux ouvrages en français qui questionnent le récit dominant qui scelle le destin de la planète avec le thème d'Anthropocène [Bonneuil et Fressoz, 2013 ; Beau et Larrère, 2018].

> *stewardship is urgent. As we go further into the Anthropocene, we risk driving the Earth System onto a trajectory toward more hostile states from which we cannot easily return.* [Steffen *et al.*, 2011 : 739]

Dans cette entreprise grandiose, le sort de la biodiversité est à décider en fonction des services rendus. Le modèle fonctionnaliste et instrumentaliste prédomine. Il s'agit d'exploiter les biens et services fournis par la biodiversité à la lumière du passé :

> *Such knowledge can inform questions about what types and how much biodiversity must be preserved in what regions to sustain the resilience of the Earth System or large parts of it. These questions will become more prominent as we move from a focus on exploiting Earth System goods and services to becoming active stewards of our own planetary life support system.* [Steffen *et al.*, 2011 : 748]

Cette position systémique instrumentale est selon nous l'une des voies contemporaines que le dispositif biopolitique de la biodiversité que nous avons décrit autorise : l'incorporation de la diversité biologique dans un système globalisé qu'il s'agirait de piloter de manière à garantir les services que cette diversité délivre à « l'humanité ».

La conservation de la biodiversité dans l'anthropocène serait ainsi le fait d'un jardinage généralisé. Peter Kareiva président de l'une des plus grandes ONG américaines de protection de la nature américaine, *Nature Conservancy*, propose un développement programmé sur ce mode « jardiland ». La « nouvelle conservation » qu'il appelle de ses vœux dans l'ère de l'anthropocène (*Conservation in the Anthropocene*) doit avant tout être compatible avec le développement économique :

> *Instead of pursuing the protection of biodiversity for biodiversity's sake, a new conservation should seek to enhance those natural systems that benefit the widest number of people, especially the poor. (…) Nature could be a garden—not a carefully manicured and rigid one, but a tangle of species and wildness amidst lands used for food production, mineral extraction, and urban life.* [Kareiva *et al.*, 2012]

La substituabilité de la biodiversité encouragée par l'équation d'équivalence se donne comme un outil pratique de jardinage généralisé. La biodiversité, abstraite et rendue substituable (par une opération de classification, de qualification et de quantification), peut être ensuite échangée contre autre chose grâce à la mise au point de standards et de boîtes à outils (*toolkits*).

Tout notre travail vise à montrer que ce programme ne peut finalement « réussir qu'à échouer ». Les prises en charge en question sont pétries de simplification, de dé-localisation, de traduction, de re-configuration d'une réalité complexe, d'une dynamique conditionnée par un espace-temps endogène qui échappe, précisément, à ce dispositif.

Dans cette dernière partie, qui se veut plus interrogative que conclusive, il nous semble nécessaire de revenir sur ce qui constitue les foyers de résistance au régime technoscientifique de prise en charge de la crise de la biodiversité.

La question de la « résistance » aurait pu être, au demeurant, le point de départ de toute notre thèse. Car sans la possibilité de penser celle-ci, la biopolitique se résumerait à un sujet de science politique comme un autre. La spécificité du vivant serait écartée. Foucault insiste d'ailleurs particulièrement sur l'importance de cette notion de « résistance » pour comprendre l'émergence d'un dispositif et la notion de gouvernementalité que nous avons repris à notre compte pour analyser la crise de la biodiversité :

> S'il n'y a pas de résistance, il n'y aurait pas de rapports de pouvoir. Parce que tout serait simplement une question d'obéissance. La résistance vient donc en premier, et elle reste supérieure à toutes les forces du processus ; elle oblige, sous son effet, les rapports de pouvoir à changer. Je considère donc que le terme « résistance » est le mot le plus important, le mot clé de cette dynamique. [Foucault, 1994]

La résistance est condition de possibilité d'une biopolitique. Foucault dit encore plus simplement : « Où il y a pouvoir, il y a résistance » [Foucault, 1976 : 125]. C'est précisément parce que la vie se donne à penser comme résistante à notre maîtrise, qu'un dispositif stratégique de contrôle se met en place. L'idée de biopolitique ne peut donc s'envisager sans une forme de présupposé ontologique de la vie comme résistance à l'exercice d'un pouvoir. Présupposé demeuré implicite dans ce travail et que nous proposons à présent d'expliciter.

Dans l'hypothèse biopolitique, résistance et pouvoir doivent donc être pensés ensemble. Mais ce faisant, une difficulté apparaît. Il est en effet tentant de considérer que résistance et pouvoir sont en opposition. A la vie-objet sur laquelle s'exerce le biopouvoir s'opposerait une vie-agent qui se définirait par sa propriété de résister. Gilles Deleuze semble privilégier une telle lecture en commentant l'idée de biopouvoir développée par Foucault : « La vie devient résistance au pouvoir quand le pouvoir prend pour objet la vie. Quand le pouvoir devient biopouvoir, la résistance devient pouvoir de la vie, pouvoir-vital qui ne se laisse pas arrêter aux espèces, aux milieux et aux chemins de tel ou tel diagramme » [Deleuze, 1986 : 98-99]. Cette lecture du couple résistance-pouvoir a été plus récemment reprise et développée par Judith Revel dans *Expériences de la pensée. Michel Foucault.* (2005). Selon cette lecture, la résistance devrait là encore se penser comme pouvoir *de* la vie s'opposant au pouvoir *sur* la vie. Il y aurait une relation asymétrique entre pouvoir et résistance permise par la capacité créatrice de la vie, capacité non réductible à une *réaction* au bio-pouvoir mais qui devrait se penser comme une propriété de la vie.

Pourtant, si l'on suit l'hypothèse biopolitique de près, la résistance au pouvoir ne peut être comprise comme un vitalisme porteur d'une valeur seulement créatrice. Selon Manuel Mauer, si l'on souhaite rester cohérent avec la thèse foucaldienne, l'ontologie de la vie qu'il convient d'adopter n'est pas celle d'une force muselée par un pouvoir qui lui serait extérieur. Mauer souligne que chez Foucault (et l'on peut lire ici selon lui un héritage de Canguilhem) : « la vie n'est féconde qu'à condition de se heurter à des adversités qui sont désormais, en même temps, des conditions de sa vitalité » [Mauer, 2013 : 37]. Autrement dit, la notion de *bios* pour Foucault « ne désigne jamais une sorte d'élan créateur qui, s'il parvenait à se défaire des dispositifs qui l'encadrent, pourrait enfin déployer spontanément toute sa puissance créatrice ». Le caractère « premier » de la résistance n'est pas à comprendre comme indépendance vis-à-vis du pouvoir à laquelle la vie se heurte mais bien comme l'une des manières de penser tout rapport de pouvoir. Résistance et pouvoir sont à ce titre deux aspects d'un même processus de normativité. Certes, un rapport stratégique demeure entre deux types de contraintes, celles des règles constituées par le biopouvoir et celles des normes constituantes de la vie. Mais ce que Foucault identifie comme les « points de résistances » ne représentent pas « un contrecoup, la marque en creux (…) un envers finalement toujours passif, voué à l'indéfinie défaite (…) Elles sont l'autre terme, dans les relations de pouvoir ; elle s'y inscrivent comme l'irréductible vis à vis » [Foucault, 1976 : 121-135].

Pour étudier plus en profondeur ce qui résiste, il nous donc semble donc pertinent de considérer que la relation entre résistance et pouvoir demeurera inextricable. La diversité biologique ne s'échappe pas d'une oppression. Un jeu de pouvoir contre-pouvoir participe à la dynamique du dispositif qui se réajuste sans cesse. Mais cette remarque n'invalide pas le rôle de la résistance en tant que telle. Elle souligne plutôt la nature conflictuelle de la relation entre pouvoir et résistance et l'occasion d'une ouverture possible vers une évolution du dispositif qui n'a pas vocation à demeurer seulement l'optimisation d'une maîtrise. Ouverture qui se referme si le biopouvoir est pensé comme une simple relation de domination de la vie. Expliciter les formes de résistance au biopouvoir n'est donc pas nécessairement affirmer une nouvelle ontologie de la vie proprement émancipatrice ni s'accorder sur une forme de vitalisme. L'exercice consiste plus modestement à revenir sur ce qui se présente comme une relation jamais stabilisée entre des foyers de résistance à la fois actifs et réactifs et l'ajustement toujours renouvelé d'un dispositif de contrôle.

Une manière de qualifier cette propriété de la diversité biologique à résister est d'y voir l'expression d'une récalcitrance. D'après Isabelle Stengers et Benadette Bensaude-Vincent, ce

terme permet de différencier un fait d'un artefact. Le fait oppose au scientifique des échecs et c'est précisément cette récalcitrance qui est productrice d'objectivité. Sans récalcitrance, sans une mise en risque de la question posée, du test, de l'expérience, le gain de connaissances et de compréhension d'un phénomène étudié, qu'il soit humain ou non humain est compromis [Stengers et Bensaude-Vincent, 2003 : 334-337]. Cette propriété qui caractérise l'élaboration des faits dans les sciences expérimentales, permet aussi d'enrichir l'idée de biopolitique de la biodiversité. Celle-ci n'est pas vraiment possible sans une récalcitrance de ce que le dispositif cherche à contrôler.

Rappelons quels sont les caractères propres à la biodiversité qui compromettent sa prise en charge par un tel régime :

Nous avons montré comment la juxtaposition des relevés de terrain projetés dans des bases de données a pour effet de faire disparaître la *localité* des relevés. Cette localité caractérise un milieu d'interactions qui n'est pas entièrement compatible avec la logique d'inventaire. De même, la *temporalité* des bases et des indicateurs correspond à une unité annuelle de suivi facile à représenter sous la forme d'un graphique mais qui écrase l'hétérogénéité et la spécificité des dynamiques écologiques. Le découpage des écosystèmes en « services » remplace les *dynamiques écologiques et évolutives* par une logique d'aménagement et de gestion d'entités abstraites non spécifiées ou totalisées. Enfin, la mise en équivalence de la biodiversité dans une logique de compensation n'est possible qu'à condition de dissoudre *la singularité et l'historicité des entités écologiques*.

Chacune de ces prises en charge dégage donc quelque chose d'inachevé. Tout se passe comme si les propriétés écologiques de la biodiversité se prêtaient mal à son découpage et réassemblage. Il semble, au terme de cet examen, qu'une conclusion assez simple puisse être formulée. La biodiversité est certes, comme nous l'avons analysé en introduction (chapitre 1), un concept politique et scientifique mais dont l'*écologie* proprement dite reste indéterminée. Si l'on peut penser un pilotage écosystémique ou une conservation dans l'Anthropocène essentiellement comme un jardinage, il semble que ce modèle reste proche d'une vision ingénieure ou industrielle mais finalement éloignée de ce que serait une *écologie* de la biodiversité.

« Écologie » a pour racine le grec ancien *oikos* qui désigne à la fois un lieu d'habitation, ses habitants et ce qu'ils y font. Dans l'antiquité, l'*oikos* n'est pas seulement la cellule familiale, mais « le domaine » compris comme l'unité qui correspond à des individus, à leurs relations, et au résultat de leurs activités. C'est une manière d'habiter autant que les composantes de cette

habitation. Par exemple, dans l'Odyssée, c'est par *oikos* qu'Homère désigne le domaine qu'Ulysse cherche à regagner [Perceau, 2012].

Or c'est bien ce qui semble résister : l'existence d'un *oikos* de la biodiversité non réductible à des entités isolées et indépendantes. La résistance au dispositif biopolitique est à chercher en premier lieu dans les caractéristiques de cet *oikos*. Tissu d'interactions trop nombreuses et complexes pour être saisi ? Domaine inaccessible à la connaissance et à la technique ? Dit autrement, il nous semble que la dimension proprement *écologique* de la *crise écologique* n'a pas été suffisamment soulignée.

Insistons sur un point qui pourrait induire un malentendu : de nombreuses actions concrètes en faveur de la biodiversité sont des réussites. Les mesures de protection d'espaces ou d'espèces, de renforcement ou de réintroduction de populations peuvent être des démonstrations de bon sens, de bonne volonté, de connaissances écologiques et de savoir-faire habilement mis en œuvre. La biologie de la conservation n'est absolument pas le creuset d'une accumulation d'échecs et condamnée au pessimisme [Godet et Devictor, 2018]. Il semble justement qu'un simple accroissement des savoirs et des techniques concernant le vivant ne soit pas ce qui fait défaut à la résolution de la crise de la biodiversité. Il nous faudra donc prendre le risque de proposer une écologie et une politique différentes de celles qui ont présidées au dispositif que nous avons décrit. Si l'on admet que la gestion de la crise de la biodiversité ne se limite pas à un problème technoscientifique, notre analyse doit être prolongée en interrogeant les présupposés sur lesquels ces savoirs et ces techniques ont été construits. Pourquoi les approximations quantitatives (par le biais des données), instrumentales (par le biais des fonctions et des services) et agrégatives (par le biais d'une mise en équivalence) de la biodiversité ne suffisent-elles pas à traiter la crise écologique ?

Ce dernier chapitre discute donc une interrogation centrale : quel est l'*oikos* de la biodiversité ?

Bien entendu, d'autres pistes sont possibles. Un nouvel éclairage de la relation résistance-pouvoir consiste par exemple à s'engager dans les perspectives anthropologiques voire psychologiques pour mieux comprendre la tension entre l'exigence de protection de la nature et la difficulté de sa mise en place. Pour François Terrasson, par exemple, notre propre aversion à l'égard de la nature (une « peur de la Nature ») nous empêche fondamentalement d'aborder sa protection sereinement [Terrasson, 1988]. Plus récemment, l'historienne Valérie Chansigaud suggère que *les français*, en particulier, entretiennent une sorte de désamour avec la Nature [Chansigaud, 2017]. Le travail de Philippe Descola sur la diversité des ontologies possibles

peut également aider à revisiter les fondements du naturalisme occidental et l'opposition séculière entre nature et culture. Plus largement, questionner « ce grand partage » entre nature et culture, comme le propose Pierre Charbonnier, peut être l'occasion de revenir sur tout ce que « nous savons déjà » :

> Les transformations de nos conditions d'existence collective sont bien sur l'occasion d'en savoir plus au sujet des rapports qui se nouent entre les hommes et leur environnement, c'est-à-dire de relancer l'enquête sur la dynamique intrinsèque des milieux et sur les modalités par lesquelles les sociétés y prennent place, pour en faire leurs milieux. Mais c'est aussi, indissociablement, l'occasion de revenir sur ce que d'une certaine manière nous savons déjà. Car l'expérience de la nature a fait l'objet de nombreuses investigations empiriques et théoriques, qui précèdent largement le constat d'une crise globale, et la socialisation de la nature est de longue date une dimension de la connaissance que nous avons de nous-mêmes et des autres. [Charbonnier, 2015 : 7]

En invitant à un retour à ce que nous savons déjà, nous écartons cependant les pistes anthropologiques non pour leur manque de pertinence, mais pour placer résolument la question de la résistance sur le terrain de l'écologie. Car notre analyse de la crise de la biodiversité (et à notre avis, beaucoup de travaux produits par les humanités environnementales qui oublient ou traitent peu les réalités biologiques en tant que telles) s'est en somme essentiellement préoccupée de la « crise » (ce qu'une perspective sociologique, anthropologique ou historique prolongerait naturellement) mais peu de la « biodiversité ».

Nous proposons d'amorcer le traitement de cette question en revenant sur une définition ouverte de l'*oikos* comme désignant à la fois les *conditions* et les *modes* d'existence des composantes de la biodiversité. Ces deux approches peuvent se comprendre respectivement comme issues des propositions de Ernst Haeckel, et de celles de Jakob von Uexküll pour définir les spécificités de l'écologie. Dans un troisième temps, nous reviendrons sur les implications biopolitiques de ces deux manières de penser l'*oikos* de la biodiversité.

1. L'*oikos* comme condition d'existence de la biodiversité

C'est en s'appuyant résolument sur la racine grecque οἶκος que Ernst Haeckel définit le terme d'« oecologie » de la façon suivante en 1866 de la façon suivante :

> Nous entendons par écologie la science des relations des organismes avec le monde environnant, auquel nous pouvons rattacher toutes les « conditions d'existence » au sens large. Ces dernières sont de nature organique ou inorganique et jouent toutes […] un rôle prépondérant dans la conformation des organismes car elles les contraignent à s'adapter à elles. [Haeckel, 2013 : 53-54]

Adopter le point de vue haeckelien consiste en somme à systématiser les thèses de Darwin avec lequel Haeckel entretient une correspondance pendant plus de vingt ans. Darwin fait explicitement référence à Haeckel à maintes reprises tout au long de son œuvre : « Je trouve que ce naturaliste dont les connaissances sont, sur beaucoup de points, bien plus complètes que les miennes, a confirmé presque toutes les conclusions auxquelles j'ai été conduit » [Darwin, 1891 : 26].

Le personnage de Haeckel demeure néanmoins controversé, et l'on retient souvent de lui l'image d'un simple vulgarisateur du darwininsme au détriment de son œuvre scientifique et de son rôle aux origines de l'écologie. Haeckel a été également considéré à tort comme un inspirateur du darwinisme social et des thèses eugénistes du national-socialisme. Ces clichés (réfutés notamment par le travail de Ariane Debourdeau [Debourdeau, 2016]) ont occulté son rôle d'initiateur de l'écologie.

Or Haeckel a provoqué une double rupture épistémologique en instaurant une distance vis à vis de la physiologie d'une part et en dépassant la notion d'« économie de la nature » employée par Linné d'autre part. Haeckel explicite en ces termes ce qu'il estime correspondre au projet de l'écologie :

> *physiology has largely neglected the relations of the organism to the environment, the place each organism takes in the household of nature, in the economy of all nature, and has abandoned the gathering of the relevant facts to an uncritical « natural history » without making an attempt to explain them mechanistically.* [Egerton, 2013 : 226]

Tant que les espèces étaient considérées comme fixes, la question des interactions demeurait inenvisageable. L'écologie devient la science des rapports réciproques et dynamiques entre les organismes. Haeckel apporte une base empirique à la théorie grâce à l'étude de l'histoire de la vie réelle et observable sur la planète. Plus qu'une simple description du vivant, il s'agit d'une philosophie de la nature. Il écrira à ce titre : « Toute vraie science de la nature est une philosophie et toute vraie philosophie est une science de la nature. Mais toute vraie science est une philosophie de la nature » [Debourdeau, 2016].

En quoi la recherche d'une écologie de la biodiversité ainsi définie peut-elle fournir un premier foyer de résistance à sa prise en charge par le dispositif technoscientifique que nous avons décrit ? Intuitivement, l'impossibilité de réduire la diversité biologique à un ensemble d'unités dénombrables (chapitre 2) si les organismes et l'environnement sont en interaction est un premier rempart. De même, supposer que la diversité biologique est le support ou la source du fonctionnement des écosystèmes (chapitre 3) devient problématique dans la mesure où cela

suppose la possibilité d'isoler l'un des termes de la relation (la diversité biologique) par rapport à l'autre (l'écosystème). Enfin, la possibilité d'établir une équivalence entre une biodiversité détruite et restaurée (chapitre 4) est également fragilisée dès lors que la destruction de la biodiversité s'accompagne de la disparition d'un tissu d'interactions qu'il est impossible de recréer à l'identique. Voici donc un premier foyer de résistances possible qu'il faut préciser : la biodiversité en son sens écologique n'est pas seulement substantielle mais *relationnelle* et doit s'étudier comme telle.

Une première voie consiste à interroger plus explicitement les conditions d'existence de la relation organisme-environnement en caractérisant l'espace-temps de cette relation. Ce faisant, il est aisé d'admettre que l'espace de la biodiversité n'est pas seulement un espace géographique. Par exemple, la diversité génétique dépend de phénomènes de dispersion entre populations. La dispersion, elle-même dépendante des organismes et des environnements considérés, assure une diversification génétique qui ne se superpose pas à la distance géographique. De même, on admet facilement que la temporalité de la biodiversité n'est pas celle que mesure une horloge. La composition d'un assemblage d'espèces observé aujourd'hui dépend de son passé. Les composantes de la biodiversité ont une histoire. Le suivi à long terme de forêts françaises a par exemple révélé l'impact irréversible de pratiques agricoles anciennes sur le sol et sur la biodiversité observable aujourd'hui [Dupouey *et al.*, 2002]. La temporalité de la biodiversité ne se mesure donc pas en années le long d'une flèche du temps graduée mais d'après le rapport entre permanence et changement d'états, de processus et de phénomènes biologiques et physiques. Cette perspective haeckelienne suppose que l'*oikos* de la biodiversité s'inscrit dans un régime spatio-temporel qui lui est propre.

Cette première proposition a pour conséquence de délimiter un *oikos* de la biodiversité conçu comme tissu d'interactions qui ne se résume pas à une simple juxtaposition d'éléments indépendants. La définition de l'écologie par Haeckel n'est d'ailleurs pas séparée de ce qu'il nomme une « chorologie » en s'appuyant sur un autre terme grec, *chôra*, qui signifiait en grec ancien « le territoire, l'espace d'habitation ». Appliquée aux espèces, la *chôra* désigne l'habitat ou l'aire d'expansion qui résulte et produit leurs conditions d'existence plutôt qu'une étendue spatiale. Les relations qui conditionnement l'existence des organismes sont aussi bien les propriétés physiques et chimiques de l'habitat que les interactions entre espèces proprement dites comme la prédation. La chorologie correspond à l'étude *causale* de la distribution spatiale des espèces contrairement à la géographie végétale et animale en vigueur dans la description

d'une économie de la nature. La simple description de la répartition géographique des organismes :

> *« could not be called a science as long as the causes for the explanation of these facts were wanting. These cases were first disclosed by the theory of selection and its doctrine of the migrations of animal and vegetable species and it is only since the works of Darwin and Wallace that we have been able to speak of an independent science of Chorology »* [Egerton, 2013 : 227]

Haeckel instaure un monisme matérialiste qui débouche sur une étude positive, empirique et non spéculative de la nature. Il y a bien, dans la reconnaissance d'un *oikos* délimité par un espace-temps propre aux organismes, matière à résister au dispositif technoscientifique en proposant un programme d'étude des processus vivants pour eux-mêmes. L'ambition de Haeckel est clairement holiste et, à l'instar de Darwin, il remet l'humain à sa juste place, celle d'une espèce parmi d'autres[40].

Les conditions d'existence pour Haeckel ne sont pas dissociables d'une étude mécanique du vivant considéré comme composé d'une substance universelle dont le fonctionnement est comparable à celui d'une machine :

> Tous les phénomènes vitaux sont des fonctions du plasma, conditionnés par les propriétés physiques, chimiques et morphologiques de la substance vivante. La finalité des phénomènes vitaux et de l'organisation produite par eux est un résultat du développement naturel ; ses facteurs physiques (adaptation et hérédité) sont soumis à la loi de la substance. Toutes les fonctions ont été développées mécaniquement, grâce à l'adaptation qui a développé des dispositifs favorables et à l'hérédité qui les a transmis à la descendance. Les mouvements des organismes ne diffèrent pas essentiellement de ceux des machines. [Haeckel, 1907 : 47]

Haeckel a ainsi posé les bases d'une écologie qui formalise depuis les relations entre les organismes et l'environnement. L'héritage darwinien correspondant à cette formalisation est symbolisé par l'image, souvent reprise, que Darwin avait utilisée en parlant d'« *entangled bank* ». Cette proposition est depuis adaptée tour à tour par des écologues qui ont progressivement enrichi la vision holiste et moniste de Haeckel.

Par exemple, par Charles Elton en 1927 qui, définissant la « niche écologique », place la relation entre les espèces au centre de son écologie. Arthur Tansley en forgeant le concept d'écosystème en 1935 jette les bases d'une écologie fondée sur les interactions biotiques et abiotiques. Howard et Eugène Odum, dans les années 1960, développent une approche

[40] Notons néanmoins que dans les arbres de la vie esquissés par Haeckel, l'Homme même s'il est positionné au bout d'une branche au même titre que les autres espèces demeure placé au sommet de l'arbre.

systémique et thermodynamique de cet écosystème qui permet ainsi l'analyse de sa structure et de son fonctionnement. C'est aussi cette intrication fondamentale que retient l'écologue Garrett Hardin en énonçant la « première loi » en écologie en se référant à la découverte de Darwin qu'il résume ainsi : « 1. *We can never do merely one thing. Implicit in Darwin's Origin of Species is the image of a complex web of life, with every species having strong or weak ties with every other species* » [Hardin, 1985].

Cette approche, très populaire aujourd'hui, poursuit l'étude de la structure, de la topologie et des propriétés des « réseaux d'interactions ». Par exemple, une étude récente cherchant à caractériser la manière dont les réseaux sont contraints dans leur structure se réfère explicitement à cette même image et souligne la complexité et la relative nouveauté d'une telle approche :

> *In his description of the "entangled bank" of species, Darwin illustrated the principle that species must manage complex interdependencies to successfully coexist in natural communities. In this context, evolutionary constraints set a landscape of trade-offs over which species must solve their basic needs within the context of other species (e.g., competition for refuges among herbivores forced by the common need to avoid predators) and stringent environmental conditions. […] Yet we do not know what the full "entangled bank" of species looks like or if there are structural patterns at the community level that reflect common solutions in the way species manage being involved in different interaction types. Indeed, the analysis tools from network science are only recently addressing the "multiplex" nature of most natural networks, i.e., the fact that they include different interaction types between a given set of species.* [Kéfi *et al.*, 2016]

La crise environnementale participe activement à la construction progressive de ce monisme inclusif : nous n'avons qu'une terre et l'humain est une espèce parmi d'autres. Pourtant, on peut noter que cette approche, si elle ouvre un nouvel horizon non prévu par les programmes de la physiologie et de l'histoire naturelle du XIX^{e}, ne postule pas de différence de nature entre un écosystème et un système physique. Les sciences physiques ont d'ailleurs apporté des contributions majeures à l'écologie scientifique comme aux sciences du « système Terre ». Les foyers de résistance sont essentiellement engendrés par notre difficulté à prédire la dynamique de ce système. Une autre tradition, aussi ancienne que celle initiée par Haeckel et qui a suscité récemment un nouvel engouement peut permettre d'identifier un foyer de résistance d'un autre ordre. Il ne s'agit pas seulement « d'ajuster » les catégories d'espace-temps à un réseau d'interactions organisme-environnement mais d'étudier les *modes* d'existence de ces relations.

2. L'*oikos* comme mode d'existence de la biodiversité

L'approche haeckelienne définit les contours d'un possible *oikos* de la biodiversité en focalisant l'écologie naissante sur les conditions d'existence des organismes et en prenant pour point de départ la découverte de Darwin. Ce premier axe nous invite à penser la biodiversité comme un ensemble de liens.

Mais pour délimiter l'*oikos* de la biodiversité une autre approche consiste à étudier plus spécifiquement les *modes* d'existence de la biodiversité. La notion de mode d'existence s'impose dès lors que l'on porte attention à la diversité possible des manières d'être au monde.

Par exemple, dans *Du mode d'existence des objets techniques* (1958) Gilbert Simondon s'interroge sur le mode d'existence des objets techniques. Refusant d'admettre a priori la distinction canonique et dualiste entre le sujet et l'objet, Simondon affirme que l'objet technique n'est pas un objet *simplement*. Il n'est pas défini par ses fonctions ou son utilité mais par sa genèse, c'est-à-dire par les relations qu'il entretient avec son milieu d'une part et avec ses usagers d'autre part. Simondon insiste sur la dimension humaine des objets techniques : « Nous voudrions montrer que la culture ignore dans la réalité technique une réalité humaine, et que, pour jouer son rôle complet, la culture doit incorporer les êtres techniques sous forme de connaissance et de sens des valeurs ». [Simondon, 1989 : 10]. Ce faisant, Simondon réintroduit l'être technique dans la culture et l'affranchit de sa relation au travail humain auquel il est trop souvent réduit.

De même, le philosophe de l'art Etienne Souriau s'emploie à montrer dans *Les différents modes d'existence* que les êtres, des faits ou des œuvres d'art doivent « s'instaurer » et ne se réduisent pas aux variations d'une seule et même substance [Souriau, 2009]. Souriau souligne la diversité des manières d'exister. Cette pluralité des modes d'existence enrichit le monde traditionnellement enfermé dans le dualisme sujet-objet. L'*instauration* est un processus abstrait ou concret qui « pose un être » avec une réalité suffisante. Il y a bien une construction, active de cet être mais qui doit se concevoir comme une découverte. En s'inspirant de Souriau, Latour reprend l'enquête sur *les modes d'existence* dans un programme de recherche anthropologique. Dans le projet numérique http://modesofexistence.org/ auquel correspond un ouvrage sans cesse remanié, la démarche que propose Latour consiste à interroger la diversité ontologique des notions de la modernité :

> on donne aux deux termes de « mode » et « d'existence » un sens plus fort qui ne dirige pas l'attention vers des groupes ou des individus humains, mais vers les êtres à propos desquels les humains s'interrogent. Le mot « être » ne doit pas inquiéter : c'est une autre façon de répondre à la question « qu'est-ce, par exemple, que le droit ou la religion ou la science ? », « à quoi tenez-vous ? » et « comment faire pour bien vous en parler ? http://modesofexistence.org/

Ce projet est pensé par Latour comme un protocole curatif et positif à la critique de la modernité amorcée dans *Nous n'avons jamais été modernes* [Latour, 2012 : 23]. Latour reprend notamment la figure de Gaïa pour justifier la nécessité de bâtir une nouvelle anthropologie en réaction à la crise écologique :

> Le projet d'une modernisation étendue à la planète entière s'est heurté depuis peu aux réactions imprévues de la planète. On peut se désespérer, nier le problème, serrer les dents en espérant un miracle. On peut aussi enquêter sur ce que le projet moderne a signifié pour trouver comment il pourrait être à nouveau repris et institué.

Latour précise que pour Souriau, l'instauration n'est pas *ex nihilo* : « s'ils sont *instaurés* par le savant ou par l'artiste, alors les faits comme les œuvres tiennent, résistent, obligent - et les humains, leurs auteurs, doivent se *dévouer* pour eux » [Latour, 2006 : 10]. Le projet de Latour est plus largement d'identifier un ensemble de modes d'existence qui se débarrassent des dualismes sujet-objet et Nature-Culture .

Plusieurs éléments sont à retenir de ces usages de la notion *de mode d'existence* pour notre propos. Premièrement, une certaine forme d'autonomisation des objets instaurés. Comme les objets techniques, les êtres biologiques dans leur diversité peuvent imposer leurs propres manières d'exister. Deuxièmement, le multi-réalisme ouvert par la reconnaissance des différents modes d'existence trace une voie alternative au monisme substantialiste de Haeckel pour penser l'écologie de la biodiversité. Nous privilégierons néanmoins un usage plus restreint du terme « mode d'existence » qui n'engage pas une nouvelle ontologie[41]. Il s'agit plus modestement d'investir les modes d'existence spécifiques des organismes vivants non-humains pour y déceler ce qui constitue des sources de résistances biopolitiques.

Une telle démarche peut s'appuyer sur une autre manière de définir l'écologie depuis son origine initiée par Jakob von Uexküll (1864-1944), en particulier dans son ouvrage de 1934

[41] Si nous nous accordons avec une partie du diagnostic (en particulier sur la nécessité de ne pas prendre pour argent comptant l'opposition entre les catégories nature/culture et science/politique), la redéfinition des ontologies nous semble relever d'un projet prématuré, ou du moins trop téméraire (voir Delchambre et Marquis 2013 pour une critique de ce projet).

intitulé *Mondes animaux et monde humain*. Pour Uexküll, le monde *tel qu'il est perçu par l'organisme* doit constituer le point de départ de l'écologie. Il résume ainsi sa vision de la démarche de l'écologue : « En vérité, chacun des animaux, si libres qu'il paraissent de leurs mouvements, est relié à un monde qui est sa demeure et dont il appartient à l'écologue de déterminer les limites » [Uexküll, 1934 : 93]. Le projet n'est donc pas identique à celui de Haeckel. Uexküll se concentre sur la « demeure » de l'animal en s'efforçant de saisir approximativement ce qui est perçu par un organisme donné en un lieu donné. Le point central de Uexküll est de considérer le monde des organismes tel qu'ils le perçoivent, c'est-à-dire comme un ensemble de signes. L'*oikos* de l'écologie haeckelienne concerne l'habitation et ses habitants comme formant des entités univoques mais n'interroge pas *les modes d'habiter*. Uexküll ajoute explicitement cette nouvelle dimension à l'*oikos* :

> Si nous comparons le corps animal à une maison, nous pouvons dire que jusqu'à présent les anatomistes ont étudié le détail de sa structure et les physiologistes les installations mécaniques de l'intérieur. Quant aux écologues, ils ont délimité et examiné le jardin qui l'entoure. Mais on a toujours dépeint ce jardin selon l'aspect qu'il revêt à nos yeux humains, sans s'arrêter à celui qu'il prend pour l'habitant de la maison. [Uexküll, 1934 : 165]

Ce qui intéresse Uexküll n'est pas seulement la spécificité des interactions entre les êtres vivants mais leur mode d'être dans leur monde. Il cherche à se démarquer de Haeckel sur ce point en refusant la prétention du darwinisme défendu par ce dernier (plus que par Darwin lui-même) à instaurer une doctrine permettant l'explication de tous les phénomènes naturels comme le résultat d'adaptations et de la sélection naturelle. Il rejette également le monisme substantiel et unificateur de la philosophie de Haeckel.

Il s'agit bien toujours de définir un programme positif d'explication des phénomènes biologiques mais sur des bases différentes. Certes, pour Uexküll, la grande vertu du darwinisme est de proposer un mécanisme de diversification du vivant qui se passe de finalisme. Mais il n'est pas besoin, selon lui, de recourir à l'idée de finalité pour concevoir l'existence d'un *plan* d'organisation des organismes qu'il distingue explicitement de la notion de *but* : « Notre premier soin doit donc être de dégager l'examen des milieux de toute considération erronée sur la finalité. Cela n'est possible que si nous envisageons les manifestations de la vie chez un animal comme découlant d'un plan » [Uexküll, 1934 : 53].

Ce plan ne s'exprime pas selon lui dans les caractéristiques *externes* d'un organisme (les variations « phénotypiques » soumises à sélection). Le plan correspond *aux relations que l'organisme entretient avec son monde propre*. Ces relations, selon Uexküll n'ont pas non plus besoin d'explications téléologiques pour être décrites. « L'instinct », en particulier, est une

notion qui n'a pas de sens mais qui marque seulement notre ignorance du monde de l'organisme lui-même. Étudier ce monde c'est découvrir autant de signes perceptifs auxquels les organismes répondent. Uexküll s'appuie sur des expériences menées sur les animaux pour montrer que l'écologie d'un animal s'explique par autant de caractères perceptifs (olfactifs, visuels, sonores) qui n'ont pas de sens sans l'existence de signes auxquels ils sont sensibles. Le plan d'organisation central à la proposition de Uexküll ne correspond donc pas non plus à celui découvert par Cuvier que ce dernier propose comme nouveau mode d'organisation du vivant[42]. Ce plan n'est pas non plus l'organisation linéaire et linnéenne des objets de l'histoire naturelle. Il correspond à l'organisation des fonctions biologiques elles-mêmes.

Uexküll s'appuie sur l'exemple de la tique dont il décrit minutieusement le mode de vie pour illustrer sa conception de la fonction. Notons au passage qu'une originalité de sa démarche est son souci de partir de situations écologiques réelles : *la tique en train de vivre dans son milieu*. Pour lui, étudier les modes d'existence n'est pas une posture théorique mais passe par le geste d'observation du monde de l'animal tel qu'il est. La tique, donc, en position immobile dans la végétation tombe sur un mammifère. Sa chute est provoquée par l'odeur d'acide butyrique qui s'échappe de la peau des mammifères. L'action d'aspiration du sang est ensuite provoquée par la température du corps sur lequel la tique est tombée. Uexküll décrit cette séquence comme celle de la relation entre un sujet (la tique) et un objet (le mammifère) qu'il nomme « cercle fonctionnel » :

> Les rapports du sujet à l'objet ressortent très clairement du schéma du cercle fonctionnel. Il montre comment le sujet et l'objet sont ajustés l'un à l'autre et forment un ensemble ordonné. [Uexküll, 1934 : 24]

Uexküll ne se contente pas de la notion d'« adaptation » qu'il trouve dans le darwinisme et l'écologie haeckelienne. Il s'intéresse à l'« ajustement » des organismes à leur monde ambiant (*Umwelt*). L'adaptation suppose une réalité externe à l'organisme à laquelle il devrait se conformer (un monde toujours déjà là). Le cercle fonctionnel de Uexküll et l'ajustement sujet-objet présupposent que chaque terme de la relation co-appartient à un même monde ambiant propre à cette relation. La fonction n'existe pas en soi mais résulte d'un rapport circulaire entre le sujet et l'objet.

[42] Voir notre analyse de ce changement d'épistémè dans le chapitre 3, p 47-48.

Le problème de la définition de la fonction se pose donc ici différemment. Il ne s'agit (pour reprendre la terminologie utilisée dans le chapitre 4) ni de cadavre (la structure sans la fonction) ni de fantôme (la fonction sans la structure), mais d'une relation de signification qu'un sujet imprime à - et reçoit de - son milieu. Milieu qui devient porteur de signification et qui délimite un monde propre. L'ajustement ne décrit donc pas une réponse « adaptée » au signal d'un monde extérieur sur un mode seulement réactif. Pour Uexküll, l'ajustement désigne les prédispositions perceptives des corps dans un monde signifiant et dans un mode actif. L'organisme devenu sujet perceptif articule son environnement qui n'est plus un donné extérieur mais qui existe par et pour lui.

Cette conception a des conséquences importantes. La notion de « réflexe », par exemple, ne permet pas selon Uexküll de voir que dans la chute de la tique, ce n'est pas l'excitation provoquée par l'acide butyrique qui est en question comme un réflexe que l'on pourrait isoler mais le fait que, parmi la centaine d'effets possibles provoqués par le passage du mammifère, seulement certains sont pour la tique « porteurs de caractères perceptifs ». Le cercle fonctionnel se distingue du schéma linéaire stimulus-réponse comme « un échange de force entre deux objets » et constitue la synthèse des relations entre un sujet vivant et son objet.

Uexküll conclut l'analyse de la tique par le fait que le temps de la tique ne peut être compris comme un temps humain. Celle-ci pouvant rester plusieurs années immobile sans croiser un mammifère, elle domine le temps de son milieu : « Alors que nous disions jusqu'à présent : sans le temps, il n'y a pas de sujet vivant, nous dirons maintenant : sans un sujet vivant le temps ne peut exister » [Uexküll, 1934 : 28]. Il en va de même pour l'espace :

> Trop souvent nous nous imaginons que les relations qu'un sujet d'un autre milieu entretient avec les choses de son milieu prennent place dans le même espace et dans le même temps que ceux qui relient aux choses notre monde humain. Cette illusion repose sur la croyance en un monde unique dans lequel s'emboîteraient tous les êtres vivants. De là vient l'opinion commune qu'il n'existerait qu'un temps et qu'une espace pour tous les êtres vivants. [Uexküll, 1934 : 29]

Uexküll propose de penser l'espace et le temps en biologie par référence aux formes de l'esthétique transcendantale kantiennes. L'espace et le temps de l'écologie ne sont pas des formes a priori de la sensibilité propre aux sujets humains. Ce sont des conditions de possibilité de tous les types de perception, consciente ou non : « Sans un sujet vivant, le temps ni l'espace n'existent. Par-là, la biologie trouve accès à la doctrine de Kant qu'elle va scientifiquement exploiter dans la théorie des milieux en insistant sur le rôle décisif du sujet » [Uexküll, 1934 : 28]. Le privilège d'être un sujet n'appartient pas aux seuls humains. Il y a différentes

manières d'être sujet et être un sujet humain est seulement l'une de ces manières. Nul besoin de se limiter au sujet humain rationnel et conscient pour admettre l'existence d'un monde ambiant de phénomènes perçus et vécus par un organisme non-humain. Pour Uexküll, le sujet, tel la tique, peut être considéré comme un vivant doté de caractères perceptifs et actifs. Dès lors, le milieu de l'animal diffère du milieu humain :

> Le milieu de l'animal, que nous proposons d'examiner, n'est qu'un fragment de l'entourage que nous voyons s'étendre autour de lui – et cet entourage n'est rien d'autre que notre propre milieu humain. […] Tout sujet tisse ses relations comme autant de fils d'araignée avec certaines caractéristiques des choses et les entrelace pour faire un réseau qui porte son existence. [Uexküll, 1934 : 29]

Si nous refusons de penser l'environnement comme un contenant, celui-ci doit être étudié comme un milieu spécifique à chaque organisme, comme un tissu de relations. Ceci empêche toute espèce de contrôler son environnement et a fortiori les processus écologiques dans leur ensemble. Le monde humain, en particulier, n'est qu'un monde parmi d'autres. A ce titre, le pluralisme de Uexküll se différencie clairement du monisme de Haeckel.

Ce détour par Uexküll permet de penser l'*oikos* autrement qu'en termes de réseau local formé par des interactions prenant place dans le même monde que le nôtre. Les interactions entre les organismes peuvent se comprendre comme autant d'interactions entre des mondes qui correspondent tous à des variations de plans ajustés les uns aux autres. Ceux-ci se réalisent avec une certaine variabilité en fonction de l'état et du besoin des organismes. Uexküll précise la démarche de l'écologue dans sa *Théorie de la signification*. Il constate « qu'un animal n'entre jamais en rapport avec un « objet ». Ce n'est qu'à travers un rapport que l'objet se change en un porteur de signification, signification qui lui est conférée par le sujet » [Uexküll, 1934 : 95]. Pour Uexküll, cet examen est difficile mais n'est pas insurmontable. Il s'agit d'identifier les « porteurs de significations » pour les organismes individuels. Endosser le point de vue de la tique c'est se penser comme un organisme aveugle, sourd et immobile pour lequel l'acide butyrique, le contact et la température de la peau d'un mammifère sont signifiants.

Le dualisme sujet-objet est donc renouvelé par un pluralisme. Sujet et objet se définissent mutuellement par leur relation et non comme les deux pôles d'une opposition entre des catégories abstraites. La postérité philosophique de Uexküll est très riche mais étrangement caractérisée par un écart notable par rapport à sa proposition initiale. Heidegger s'appuie par

exemple sur Uexküll et sur son concept d'*Umwelt* mais en tire des conclusions opposées[43]. En revanche, James Gibson prolonge plus fidèlement les thèses d'Uexküll avec sa théorie *écologique* de la perception. Son approche écologique se fonde sur la reconnaissance d'une « mutualité » de l'organisme et de l'environnement : « *Each term implies the other. No animal could exist without an environment surrounding it. Equally, although not so obvious, an environment implies an animal (or at least an organism) to be surrounded* ». [Gibson, 1986 : 8]. Autrement dit, l'originalité de la démarche proprement écologique consiste, selon Gibson, à supposer qu'il n'y a pas d'organisme sans environnement et que l'inverse est aussi valable : un environnement est construit par les organismes et ne saurait être compris comme une unité physique jouant le rôle de contenant. Gibson note qu'il est donc difficile d'approcher cette relation avec les sciences physiques. Certes, l'organisme peut se comprendre comme une entité « complexe » au même titre qu'un système physique. La complexité n'est pas l'apanage de l'écologie. Et réduire la relation écologique à un problème de complexité tourne trop vite le dos à ce qu'il y a de proprement singulier dans la relation organisme-environnement :

> *The mutuality of animal and environment is not implied by physics and the physical sciences. The basic concepts of space, time, matter and energy do not lead naturally to the organisms-environment concept or to the concept of species and its habitat. Instead, they seem to lead to the idea of an animal as an extremely complex object of the physical world. The animal is thought of as a highly organized part of the physical world but still a part and still an object.* [Gibson, 1986 : 8]

Pour Gibson, l'espace, le temps, l'énergie ou la matière que manipulent les sciences physiques ne sont pas des catégories suffisantes pour penser la relation entre des espèces et leur habitat. Ainsi Gibson parle de « persistance » pour penser l'espace et le temps de manière relative. Il illustre très simplement son propos avec l'exemple d'un changement d'état de la matière : le changement d'un bloc de glace en liquide est, pour le physicien, un changement d'*état*. Une approche écologique consiste à admettre tout simplement que le bloc de glace a fondu. Ce qui « compte » du point de vue écologique n'est pas la conservation de la matière (deux états de la même substance) mais bien la disparition du bloc de glace. L'« habitat » n'est pas un donné mais un construit relatif :

---

[43] Pour Heidegger, l'exemple de la tique montre que l'animal est "pauvre en monde". Son mode d'être est d'être privé d'être. A ce titre, le monde de la tique nous demeure inaccessible. Pour Heidegger, l'animal est *dans* le monde, l'être humain est en revanche *au* monde seul capable d'interpréter les signes. Il ne nous semble pas nécessaire de pousser l'analyse de la philosophie d'Heidegger pour établir que celle-ci se concentre essentiellement sur une caractérisation du mode d'être de l'humain plutôt que de préciser, comme nous invite à le faire l'écologie d'Uexküll, comment définir et étudier les modes d'existence des non-humains.

> *A wholly invariant environment, unchanging in all parts and motionless, would be completely rigid and obviously would no longer be an environment. In fact, there would be neither animals nor plants. At the other extreme, an environment that was changing in all parts and was wholly variant, consisting only of swirling clouds of latter, would also not be an environment. In both extreme cases there would be space, time, matter, and energy, but there would be no habitat.* [Gibson, 1986 : 14]

Gibson souligne encore l'absence de bijection entre espace-temps physique et espace-temps biologique en ces termes : « *The natural units of the terrestrial environment and the natural units of the terrestrial events should not be confused with the metrical units of space and time. The latter are arbitrary and conventional* » [Gibson, 1986 : 12]. Gibson fonde sa théorie écologique de la perception sur la relation organisme-milieu non comme deux entités physiques mais comme une relation perceptive dotée d'une spatialité et d'une temporalité propres.

L'anthropologue Tim Ingold reprend cette vision relationnelle dans son interprétation *écologique* des sociétés humaines. Pour Ingold, la manière dont la relation entre organisme et environnement est pensée distingue deux types d'écologies : l'une qui correspond à « l'écologie des manuels » qui passe, selon lui, précisément à côté de la nature écologique de cette relation ; l'autre « véritablement écologique » qui partirait de cette mutualité « organisme-dans-son-environnement » à laquelle Gibson se réfère et qu'Ingold reprend à son compte :

> Quel est cet « organisme plus environnement » ? Pour l'écologie conventionnelle, le « plus » signifie une simple addition d'une chose à une autre, chacune d'entre elles ayant sa propre intégrité, relativement indépendante de leurs relations mutuelles. […] L'écologie des manuels pourrait ainsi être considérée comme profondément anti-écologique, dans la mesure où elle présente l'organisme et l'environnement comme des entités mutuellement exclusives qui ne sont associées et amenées à interagir qu'après leur formation. En revanche, une approche véritablement écologique prendrait pour point de départ l'ensemble constitué par l'organisme-dans-son-environnement. En d'autres termes, « organisme plus environnement » ne devrait pas signifier l'association de deux éléments distincts mais une totalité indivisible. Cette totalité est, en effet, un système de développement, et une écologie de la vie devrait selon moi se consacrer à l'étude des dynamiques d'un tel système. [Ingold, 2000 : 179]

En prolongeant cette analyse de l'existence d'un régime de temps et d'espace proprement écologique, Ingold constate que l'environnement est toujours inachevé et doit se comprendre comme processus en croissance et en développement :

> L'environnement n'est jamais achevé. Si les environnements sont façonnés par les activités des êtres vivants, ils ne cessent de se construire tant que la vie suit son cours. C'est bien sûr également le cas pour les organismes eux-mêmes. Donc, quand je parlais précédemment de l'« organisme plus environnement » comme une totalité indivisible, j'aurais dû préciser que cette totalité n'est pas une entité limitée mais un processus en temps réel : c'est-à-dire un processus en croissance et en développement. [Ingold, 2000 : 180]

Il nous semble que ces éclairages sur la temporalité et la spatialité propres à l'environnement, non superposables à l'espace-temps physique et conventionnels sur le mode d'existence relationnel des organismes peuvent opportunément faire avancer notre propre enquête sur la biodiversité. Sans chercher à opposer les conceptions haeckelienne et uexküllienne, nous chercherons à expliciter ce que l'on entend par *écologique* dans la relation organisme-environnement. Dans les deux cas, on pense le vivant comme une organisation qui ne nécessite pas le recours à une ontologique organiciste. Le choix d'un *oikos* spécifique à la biodiversité peut demeurer un choix épistémologique sans engagement ontologique. De plus, les débats ontologiques qui animent le dualisme holisme/réductionnisme manifestent déjà, en eux-mêmes, une résistance à l'approche mécaniste du vivant. Prendre part à ces débats en tant que tels (aussi pertinents et intéressants soient-ils) risque de laisser de côté ce qui « fait résistance » et ce qui « fait résister » à une approche technoscientifique de la biodiversité.

Il nous semble plus fructueux d'aborder la biodiversité en considérant les conditions d'existence des organismes et leur mode d'existence propre suivant le problème posé. Au demeurant, monisme substantiel et modes d'existence sont deux lectures possibles d'une même réalité biophysique. Par exemple, les travaux de l'océanographe Alfred Redfield (1890-1983) ont permis d'établir l'existence de contraintes chimiques dans le monde vivant (notamment la proportion relative de certains atomes) et leur implication dans les cycles biogéochimiques à grande échelles. Une « écologie stœchiométrique » se donne depuis pour objectif d'étudier la répartition des éléments chimiques élémentaires « des gènes aux écosystèmes » [Elser *et al.*, 2000]. Mais le constat d'une telle forme de continuité atomiste dans le vivant alimente autant les visions réductionnistes de la biodiversité que celles qui, comme le propose James Lovelock, y voient la marque d'un métabolisme global et unifié selon lequel : « *organisms and their environment evolve as a single, self-regulating system* » [Lovelock, 2003]. Envisager le monde vivant comme une collection d'atomes n'épuise donc pas la spécificité de la relation organisme-environnement.

L'analyse du lieu écologique, en particulier, n'est pas celle d'un *topos*, conçu comme lieu fermé qui coïncide seulement avec la distribution spatiale des entités mais celle de la *chôra*, cet espace dynamique qui n'est pas séparable de l'écologique de chaque organisme et qui est commune aux perspectives haeckelienne et uexküllienne.

Ce qui semble résister, donc, n'est pas le statut ontologique d'une entité écologique qu'elle soit comprise comme une relation organisme-environnement physique et substantielle, ou comme

un mode proprement biologique et singulier d'une mutualité perceptive. Les foyers de résistances sont produits par *les effets* d'une telle relation ou de tels modes.

Notons à ce propos que Gibson et Ingold insistent sur ce qu'il y a *de plus* dans une relation écologique qui ne se trouve pas dans un système physique complexe.

> La vie organique, telle que je l'envisage, est active et non pas réactive, elle est l'éclosion créatrice d'un champ complet de relations à l'intérieur desquelles les êtres apparaissent et adoptent les formes particulières qui les caractérisent, chacun en relation avec les autres. La vie, dans cette perspective, n'est pas la réalisation de formes pré-spécifiées mais le processus à l'intérieur duquel les formes s'engendrent et se maintiennent. [Ingold, 2000 : 179]

En comprenant l'*oikos* de la biodiversité comme mode d'existence des organismes, il ne s'agit donc pas de revendiquer un holisme (que la théorie des systèmes physiques pourrait adopter) mais bien d'insister sur ce que la relation organisme-environnement implique. Il ne s'agit pas davantage de suivre aveuglément les voies ouvertes par la psychologie de Gibson ou par l'anthropologie d'Ingold, ni de faire la part entre une écologie « véritable » et une écologie « moins » - voire « non » - écologique. Chacune de ces théories présentent des limites et des faiblesses. Par exemple, la vision d'Uexküll suppose qu'une situation écologique correspond à une forme d'harmonie et de stabilité. En se plaçant du point de vue de l'organisme, Uexküll tend à négliger une partie de la dimension historique des processus biologiques. La temporalité est celle du « moment de l'organisme » auquel il est difficile de faire correspondre un temps long évolutif ou la répercussion des changements environnementaux majeurs de la crise écologique[44]. D'autres variations des *oikos* possibles de la biodiversité sont également envisageables. Par exemple, un renouveau de la *mésologie* peut s'interpréter comme une telle

---

[44] Pour mettre au diapason l'écologie proposée par Uexküll et les changements écologiques majeurs Morten Tønnessen propose de parler d'« *Umwelt transition* » :

« *An Umwelt transition—so I suggest—can tentatively be defined as a lasting, systematic change, within the life cycle of a being, considered from an ontogenetic (individual), phylogenetic (population-, species-) or cultural perspective, from one typical appearance of its Umwelt to another. (…) by inflicting planetary climate change, our current anthropogenic ecological crisis has reached a global scale, thus entitling us to talk about a global Umwelt transition, changing the conditions for life for all or most life forms.* » [Tønnessen, 2009 : 49].

Une transition des mondes vers des conditions plus chaudes, plus fragmentées, plus polluées a des conséquences qui se répercutent sur chacun. La nature peut demeurer conçue comme l'ensemble des mondes propres de chaque organisme et non comme une enveloppe unique tout en pensant des transitions écologiques. Une exploration plus poussée de la validité contemporaine des thèses respectives de Haeckel ou Uexküll est donc fructueuse. La pertinence des positions d'Uexküll pour penser les problèmes écologiques contemporains a été récemment souligné par plusieurs auteurs, notamment dans un ouvrage qui lui est entièrement consacré [Brentari, 2015].

recherche[45]. Mais tout « paradigme » de transition présenté comme nouvelle problématisation salvatrice de la question écologique doit faire l'objet d'une analyse complète de la rationalité politique que ce paradigme embarque aussi bien pour le gouvernement des êtres humains que pour celui des êtres non-humains.

Au terme de la délimitation provisoire d'un *oikos* de la biodiversité comme recherche de ses conditions et de ses modes d'existence, un examen plus poussé des effets d'un tel *oikos* sur le dispositif biopolitique nous semble nécessaire même s'il demeure non suffisant.

3. Conséquences pratiques des *oikos* de la biodiversité

La délimitation des *oikos* de la biodiversité que nous avons proposée permet d'amorcer une réflexion pratique au-delà du seul cadre descriptif de la crise de la biodiversité. Ce faisant, nous ne cherchons pas à nous placer dans une posture prescriptive mais à maintenir résolument le cap sur une réflexion qui se structure en termes biopolitiques. Il nous semble seulement utile, pour initier ce travail, de considérer que c'est bien la nature *écologique* (que l'on adopte une perspective haeckellienne ou uexküllienne) de la relation entre les organismes et l'environnement qui contribue à l'existence de foyers de résistance aux trois assauts technopolitiques que nous avons étudiés.

Pour poser la question en termes foucaldiens, quel sens donner à ces autre régimes de vérité et régimes discursifs produits par la découverte d'un *oikos* de la biodiversité ? Foucault en précisant ce qu'il a voulu saisir par l'étude des discontinuités épistémiques dans une discipline

[45] L'ouvrage récemment publié intitulé *La mésologie, un autre paradigme pour l'anthropocène ?* propose la mésologie comme un autre paradigme pour penser les interactions entre « la planète » et les « êtres humains » dans un contexte de crise écologique. Il est intéressant de noter que la mésologie (que l'on peut définir comme « science des milieux ») fait partie de ces propositions que « l'on sait déjà » et non d'une refonte nouvelle de notre conception de la nature. Uexküll peut être considéré comme ayant contribué à son instauration par l'étude des milieux proprement naturels qu'il s'agirait d'étendre aux relations humaines. Selon Augustin Berque, l'un des promoteurs de ce renouveau de la mésologie : « Il y a urgence à réembrayer rationnellement l'existence humaine à l'environnement. À force de s'abstraire du monde-objet qu'il s'est donné par le dualisme, le sujet moderne en vient à risquer de se supprimer lui-même. Il a commencé à le faire en ravageant l'environnement qui fonde son propre milieu. Sans mésologie, notre glorieux Anthropocène pourrait bien être bref... » [Berque, 2014]. Notons que proposer une approche mésologique comme « solution » à la crise écologique aurait comme conséquence de passer à côté de la rationalité politique en jeu. Le travail de Ferhat Taylan sur la rationalité mésologique montre que ce concept peut aussi se comprendre comme le déploiement d'une connaissance et d'un gouvernement des milieux de vie au XVIII^{e} siècle. La mésologie désigne non pas une préoccupation précoce pour une nature à protéger mais traduit une « mésopolitique » qu'il faut être capable de décrypter [Taylan, 2018 : 10].

scientifique donnée, propose d'interpréter la succession des énoncés scientifiques en terme d'*effet de pouvoir* :

> ce qui est en question, c'est ce qui régit les énoncés et la manière dont ils se régissent les uns les autres pour constituer un ensemble de propositions acceptables scientifiquement et susceptibles par conséquent d'être vérifiées ou infirmées par des procédures scientifiques. Problème en somme de régime, de politique de l'énoncé scientifique. À ce niveau, il s'agit de savoir non pas quel est le pouvoir qui pèse de l'extérieur sur la science, mais quels *effets de pouvoir circulent entre les énoncés scientifiques* ; quel est en quelque sorte leur régime intérieur de pouvoir ; comment et pourquoi, à certains moments, il se modifie de façon globale. [Foucault, 1977 : 144]

Autrement dit, quelles sont les modifications des relations de pouvoir en jeu que l'on peut attendre de la reconnaissance d'un *oikos* de la biodiversité (qu'il soit d'inspiration haeckelienne ou uexküllienne) ?

Il nous semble possible d'identifier ces modifications sous la forme des effets d'un « mouvement » commun à toutes perspectives écologiques de la biodiversité qu'elles soient monistes ou pluralistes, réductionnistes ou plus holistes. Nous qualifions ce mouvement de *décentrement* pour désigner un processus actif de déplacement du régime de véridiction et de légitimation des énoncés scientifiques et des discours politiques vers les être biologiques non humains.

Ce mouvement concerne aussi bien la recherche de connaissance des processus biologiques (quoi ?), les motivations de leur protection (pour quoi ?) que la manière de les atteindre (comment ?). Parler d'un « mouvement » nous permet de nous démarquer d'une posture aboutie (éco, évo ou bio-centriste par exemple) pour penser les effets de pouvoirs et de contre-pouvoir que l'*oikos* permet d'inventer comme résultat de recherches et d'efforts (parfois de combats) à mener sans cesse. Haeckel comme Uexküll invitent tous deux à ce mouvement et définissent bien des projets de recherche.

Premièrement, la perspective haeckelienne nous met sur la voie d'une biodiversité pensée dans une dynamique, un espace ouvert et un temps long. Haeckel insiste sur la perspective fondamentalement non anthropocentrée que son monisme implique contrairement aux autres positions dont il dénonce la place particulière faite à l'Homme :

> L'homme lui-même, comme un être semblable à Dieu, ou dérivant directement de lui, prend une place particulière dans le monde, et est séparé du reste de la nature par un abîme profond. Le plus souvent se joint à cela l'idée anthropocentrique, la conviction que l'homme est le point central de l'Univers, le dernier et suprême but de la création, et que le reste de la nature a été fait seulement pour servir à l'homme. [Debourdeau, 2016 : 50]

La reconnaissance d'une co-appartenance des humains et des non-humains au même monde est une conséquence politique majeure de sa conception. La co-appartenance prépare, selon Ariane Debourdeau, l'écocentrisme contemporain :

> La vision haeckelienne du monde dans laquelle s'invente le terme écologie inscrit donc dans le logiciel écologique 1.0 ces deux composantes fondamentales : d'une part une synthèse des sciences de la nature en une science unifiée qui encapsule une philosophie de la nature sécularisée, immanentiste et évolutionniste qui ouvre la voie à un écocentrisme en lieu et place de l'anthropocentrisme. [Debourdeau, 2016 : 51]

Cette co-appartenance est à inscrire dans un programme de recherche sur l'*oikos* et sur la *chorâ* de la biodiversité. Elle n'a pas vocation à être fixée mais à se renouveler au gré des modifications des connaissances, des techniques et des réalités observées. L'*oikos* et la *chorâ* de la biodiversité ne sont en ce sens plus les mêmes dès lors que l'on admet l'effet d'un changement climatique global ayant des effets à long terme sur la diversité biologique. Le régime de véridiction des énoncés se déplace au gré du déplacement de la diversité biologique elle-même ou du niveau des mers. Ce qui est jugé vrai ou acceptable dans le cas d'un climat stable est infirmé *par* ce nouvel *oikos* de la biodiversité perturbée. Il ne s'agit pas de délimiter des lieux inertes, des *topos*, mais des lieux écologiques, des *chorâ*, qui vivent au gré de la dynamique des êtres vivants.

Reconnaître l'*oikos* de la biodiversité c'est aussi accepter de réviser le rapport au temps. François Sarrazin et Jeanne Lecomte réaffirment le rôle central des processus évolutifs dans l'article *Evolution in the Anthropocene* sous-titré *Taking account of the evolutionary effects of human actions is crucial for humans and nonhumans*. Prendre au sérieux les effets politiques des conditions d'existence évolutives de la biodiversité c'est prendre en compte les conséquences de nos impacts dans le temps long qu'impose l'évolution.

> *Besides urgent diagnosis and actions, processes that occur over evolutionary time scales are equally important for biodiversity conservation. Strategizing for conservation of nature at such long time scales will help to preserve the function— and associated services—of the natural world, as well as providing opportunities for it to evolve. This approach will foster a long-term, sustainable interaction that promotes both the persistence of nature and the well-being of humans.* [Sarrazin et Lecomte, 2016 : 922]

Non pas une flèche du temps continue qui se mesure en années mais des pressions, des ruptures, des accélérations. Il s'agit d'une écologie *évolutive* centrée sur les interactions et préoccupée par la persistance du bien-être humain *et* de la nature. Pour défendre une telle approche, l'anthropocentrisme est pensé comme possible mais non suffisant et non nécessairement souhaitable. Car il s'agit de prendre acte des différentes conditions d'existence et de persistance

possibles des êtres vivants avec leur *propre capacité d'évolution*. Adopter résolument cette approche consisterait selon Sarrazin et Lecomte à admettre qu'une espèce (la nôtre) prête attention aux trajectoires évolutives des autres espèces indépendamment de son propre intérêt. Singularité telle, que les auteurs y voient une transition proprement évolutive : « *It would be the first case in the history of life on Earth where a species cares for the evolution of other species beyond its own fitness and well-being* » [Sarrazin et Lecomte, 2016 : 922].

Sans qu'il soit nécessaire de s'accorder sur la dimension naturalisante ou proprement culturelle d'une telle approche, elle nous semble avoir le mérite d'inviter au décentrement suggéré par Haeckel et les pionniers de la conservation[46]. La dimension évolutive et l'idée de considérer la biodiversité comme une communauté biotique élargie prolongent une forme d'éthique évolutionniste et de solidarité écologique telle que proposée par Aldo Leopold dans son *Almanach d'un Comté des Sables* (1949) :

> Un siècle a passé depuis que Darwin nous livra les premières lueurs sur l'origine des espèces. Nous savons à présent ce qu'ignoraient avant nous toute la caravane des générations : que l'homme n'est qu'un compagnon voyageur des autres espèces dans l'odyssée de l'évolution. Cette découverte aurait dû nous donner, depuis le temps, un sentiment de fraternité avec les autres créatures ; un désir de vivre et de laisser vivre. [Leopold, 1949 : 145]

Les conditions d'existence, évolutives, auxquelles se réfèrent Haeckel sont bel et bien modifiées par les activités humaines. Une conservation de l'*oikos* de la biodiversité devrait être capable de prendre cela en compte dans son projet politique, scientifique et éthique. C'est la communauté de destins d'une communauté biotique élargie qu'il faut être capable de penser et non le problème des extinctions isolées :

> *extinctions and population size reductions may greatly constrain the evolutionary trajectories not only of the target species, but also of other members of the community or ecosystem.* [Sarrazin et Lecomte, 2016 : 922]

Plutôt que d'adopter les différentes variantes des approches anthropocentrées Sarrazin et Lecomte suggèrent, à l'issu de ce mouvement de décentrement de travailler à un *évo-centrisme*, qui placerait la question des trajectoires évolutives humaines et non-humaines au centre des projets de conservation de la biodiversité. La question du sauvage se pose dès lors différemment

[46] Nous nous référons ici au travail du premier chapitre (p 26-37) concernant l'émergence du souci environnemental et de la biologie de la conservation à partir des années 1950 qui montre le rôle essentiel du temps long pour certains lanceurs d'alerte et scientifiques.

selon les auteurs, non seulement comme état (ou lieu) demeuré intact (*wilderness*) mais aussi comme altérité et spontanéité (*wildness*).

La proposition de Uexküll peut se lire comme un appel à un mouvement similaire. Certes les mondes animaux, dans cette perspective, se démultiplient. La solidarité n'est pas à rechercher dans l'appartenance des humains et des non humains à des trajectoires évolutives partagées. Le décentrement n'est pourtant pas moins fort car il vient de la reconnaissance de la *condition de sujet* aux non humains. Pour Uexküll on a le statut de sujet dès lors qu'on est perceptif. Cette proposition implique de comprendre la relation entre les êtres biologiques, humains ou non-humains comme évoluant dans des mondes de signes. Dès lors, le déclin de la biodiversité ne se limite pas à un problème de préservation des individus qu'il nous suffirait de compter dans une perspective de maintien de la viabilité des populations ou des espèces (fût-elle projetée dans le temps long de l'évolution). Ce qui fonde la vie d'un individu, c'est sa capacité à constituer et à interpréter son propre milieu de vie. Autrement dit, le mouvement de décentrement que Uexküll nous invite à adopter consiste à ne pas mettre la barre des politiques de protection de la biodiversité trop bas.

Là encore, des propositions éthiques et politiques récentes nous semblent coïncider avec une telle exigence pratique. Freya Mathews refuse par exemple de se contenter de « viabilité des populations » et rejette ce qu'elle qualifie « d'écologie du minimum ». Pour Mathews, ce n'est pas la viabilité des populations qu'il faut atteindre mais la recherche de leur « optimum biologique », défini non pas sur des critères humains mais sur des critères écologiques, indépendamment de nos choix instrumentaux ou de nos critères de protection usuels qui se contentent de la « viabilité ». Une écologie bio-inclusive devrait, selon Mathews, refuser ce nivellement par le bas :

> *The goal of biodiversity conservation, as framed in the terms of the Convention on Biological Diversity, is to assure viability rather than abundance for species populations. This results in a tendency towards an "ecology of the minimal" which is compatible with large-scale human exploitation of natural environments. To equate conservation with biodiversity conservation is thus to tailor conservation to the requirements of "development". In its implicit concession to human hegemony, biodiversity-based conservation reveals its underlying anthropocentrism. (…) as an anthropocentric project, biodiversity-based conservation cannot assure the future of earth-life and that a bio-inclusive value base, which exceeds the requirement of biodiversity conservation, is therefore needed.* [Mathews, 2016 : 140]

Le mouvement de décentrement dont il s'agit ici consiste, conformément à la proposition de Uexküll, à entrer en sympathie avec une certaine vulnérabilité du vivant qui ne s'apprécie pas

à l'aune du nombre d'individus. Il invite davantage à penser la « vulnérabilité » que la « résilience », concept aujourd'hui central et consensuel tant en écologie scientifique qu'en écologie politique. Dès lors que l'on poursuit cet effort de recherche de mieux connaître et apprécier l'écologie propre aux entités biologiques non humaines, c'est l'existence de « leurs » mondes qui devient foyer de pouvoir.

Pour reprendre la remarque de Gibson sur la vision écologique de la perception, ce qui importe pour une vision écologique lorsqu'un morceau de glace fond n'est pas tant le statut de l'état de la matière que le fait que le morceau de glace a fondu. Pour garder cette métaphore, le mouvement de décentrement pour la protection des espèces vivant sur la banquise n'est pas d'assurer leur survie numérique mais de comprendre les modifications perceptives et constitutives des individus et de leur milieu en train de fondre. Il y a un mode d'existence autre que le nôtre spécifique à chaque être vivant qu'il s'agit de connaître et de reconnaître. Pour prendre un autre exemple concret, la question n'est pas tant de savoir si le loup en tant qu'espèce est susceptible d'établir des populations viables en France que de maximiser les possibilités qu'il puisse avoir son mode d'existence de loup, à savoir des proies nombreuses et diversifiées, des meutes complètes et stables et une participation active à la constitution de son propre milieu qu'il est ensuite en mesure de percevoir dans son écologie de loup.

Cette proposition peut être traduite en suivant les traces de Baptiste Morizot qui se définit lui-même comme un philosophe « pisteur » en étudiant précisément les manières de *cohabiter avec les loups* en vue d'élaborer une autre politique du vivre ensemble entre les humains et les non-humains. Il propose à ce titre un modèle « diplomatique » :

> la relation diplomatique consiste en une négociation pour résoudre sans violence des problèmes de cohabitation entre communautés. Elle exige un terrain d'entente, des interprètes, un langage commun, et des moyens de pression. Le problème est d'établir, par mission diplomatique, un contact pour converser avec l'étranger, c'est-à-dire au moins établir une communication, faire passer un message, lui signifier des limites. [Morizot, 2016 : 30-31]

Cette approche autorise la reconnaissance d'une politique décentrée de la nature sans se figer dans une impasse pratique. La diplomatie, poursuit Morizot, utilise des *signifiants* (des stimuli d'effarouchement, des signes territoriaux) partageables pour échanger des signifiés avec les loups. Cette diplomatie rejoint l'écologie de Uexküll[47] comme recherche sur les modes

[47] Morizot cite les travaux de l'éthologue Konrad Lorenz comme un exemple de diplomatie. Lorenz étant l'un des continuateurs de l'écologie d'Uexküll.

d'existence des organismes, mais peut aussi être élargie à l'étude des conditions d'existence dans une écologie évolutive.

En bref, la finalité d'une politique de la biodiversité ancrée dans son *oikos* n'est pas de mettre au point des techniques destinées à accroître l'efficacité des actions sur le vivant dans notre espace-temps inerte, mais plutôt de reconnaître et de protéger la pluralité des conditions et des modes d'existence des êtres vivants au terme d'efforts de décentrements dans tous les domaines où circulent les énoncés sur les vivants (sciences, droit, éthique, média, institutions, associations). Une redéfinition des catégories existantes pour penser l'érosion de la diversité biologique (et plus généralement de la nature) dans une situation de crise de l'ampleur de celle que la biodiversité traverse aujourd'hui est nécessairement problématique. Chaque domaine où un décentrement est amorcé instaure une foule de récalcitrants nouveaux. Nous pensons que c'est précisément ce qui donne un sens positif à ce mouvement. Nous avons employé la notion de récalcitrance pour établir que le dispositif biopolitique ne s'exprime pas sur des « choses » biologiques ou culturelles, mais sur des foyers de résistances.

Le mouvement de décentrement peut se comprendre non pas comme l'apanage d'un domaine particulier (scientifique, éthique, juridique) mais sur le modèle d'un contre-dispositif, comme un ensemble hétérogène d'énoncés, d'actions, d'acteurs, par lequel circule, et nous l'espérons, progresse, les figures de l'*oikos* de la biodiversité. Ce contre-dispositif produit des récalcitrants biologiques et culturels qui dessinent des limites essentielles à l'emballement de la vaste machine de maîtrise et de contrôle de la nature que le biopouvoir de la biodiversité entretient. C'est sur les formes possibles de ce contre-biopouvoir que nous souhaitons conclure.

CONCLUSION GÉNÉRALE

Annihilation. C'est le terme que les chercheurs emploient pour résumer la situation de la biodiversité récemment synthétisée dans une vaste étude portant sur plus de 27 000 espèces de vertébrés [Ceballos *et al.*, 2017]. L'ampleur des extinctions définitives des espèces causées par leur sur-exploitation, la destruction des habitats et le « cocktail des changements globaux » est inédite [Pimm *et al.*, 2014]. Au-delà des extinctions, la simplification massive de la composition des assemblages d'espèces locaux et de leurs interactions correspond à un phénomène d'effondrement généralisé de la faune (*defaunation*) [Dirzo *et al.*, 2014]. Des phénomènes plus locaux pour lesquels une activité humaine précise (l'emploi de pesticides par exemple) affecte massivement des espèces précises (les oiseaux) sur un espace donné (la France) complètent ce tableau. Plus d'un demi-siècle après l'alerte sonnée par Rachel Carson dans son ouvrage *Silent Spring*, les chercheurs réitèrent la même mise en garde en annonçant que « le printemps 2018 s'annonce silencieux dans les campagnes françaises »[48].

Cette crise de la biodiversité semble ingouvernable. Trop de diversité, trop de complexité, trop d'incertitudes. La principale conclusion de notre travail est qu'il n'en n'est rien. La crise de la biodiversité *est* gouvernée. Mais le gouvernement dont il est question n'est pas composé de ministres. L'hypothèse que notre analyse vérifie est que ce gouvernement se donne davantage à penser comme un dispositif de prise en charge diffus auquel participe une multitude d'acteurs.

La référence à l'hypothèse foucaldienne d'un biopouvoir nous a semblé fructueuse pour comprendre la structure de ce dispositif. L'analyse que Foucault propose du gouvernement et de l'exercice du pouvoir insiste particulièrement sur l'idée que gouverner n'est pas nécessairement appliquer un appareil juridique avec autorité mais peut correspondre à la fabrication d'un ensemble de stratégies de mise en ordre et de surveillance. L'ensemble de ces stratégies correspond à ce que Foucault nomme « gouvernementalité », c'est-à-dire un ensemble de procédures qui permettent d'exercer cette forme spécifique de pouvoir qui se donne pour objet non pas des individus, mais leur comportement et leur vie.

Nous sommes partis de l'hypothèse que le savoir sur la biodiversité n'est pas séparable d'un pouvoir qui s'exerce et s'incarne dans des énoncés, des techniques ou des institutions conçues pour maîtriser le vivant. Nous avons vérifié cette hypothèse en montrant que le pouvoir sur la

[48] http://www2.cnrs.fr/presse/communique/5501.htm

biodiversité est un biopouvoir qui ne se possède pas mais s'intériorise dans des médiations conceptuelles et des techniques assurant l'articulation entre les faits et leurs représentations en prescrivant ce qu'il est possible de penser, de dire et de faire. Plus spécifiquement, nous avons montré que ce dispositif organise un mode de contrôle de la nature que trois types d'objectivation permettent de fabriquer : la prise en compte, la prise de fonction, et la mise en balance.

Résumons ces trois facettes du dispositif pour souligner leurs principales caractéristiques :

La « prise en compte » oriente la crise de la biodiversité vers une logique d'inventaire. Notre analyse part du constat que la crise de la biodiversité n'est pas d'emblée quantifiable mais qu'un ensemble de procédés technopolitiques élabore progressivement la mesure d'un phénomène général sous la forme de listes d'espèces. Mesurer la biodiversité et son érosion est un processus guidé par l'impératif d'instaurer *l'état de crise* comme nouvelle réalité biologique globale. La quantification de la biodiversité permet de traduire le langage des lanceurs d'alertes dans l'univers objectivant des chiffres et des indicateurs. La sensibilité à la menace et la dénonciation traduites en données contribuent à fonder le régime de véridiction sur lequel science et politique peuvent s'accorder. Loin de représenter une vitrine descriptive de l'état de la biodiversité mondiale, l'élaboration d'une telle base est le fruit d'une intrication entre savoir et pouvoir. L'examen du cas particulier du GBIF nous a enseigné que la création d'une méga base de données n'est pas neutre mais *traite* puis *restitue* les phénomènes biologiques sous la forme d'une information triée, standardisée et classifiée. Une vaste opération de mise à l'échelle d'une multitude indénombrable est accomplie et fixe l'information collectée sur un mode ressourciste globalisé. Reconfigurée en un problème d'inventaire, la crise de la biodiversité abandonne paradoxalement sa dimension écologique et pratique. Le lieu, la dynamique, et le sens du relevé sont perdus. Nous avons conclu à propos de cette étape que la biodiversité ainsi « prise en compte » est une *biodiversité mortifiée*.

La « prise de fonction » est motivée par autre chose. La biodiversité ne peut pas décliner toute seule, elle doit entraîner le fonctionnement des écosystèmes dans sa chute pour que le dispositif s'y intéresse. Nous avons montré comment le programme de recherche (en nous appuyant sur la génèse et le succès de la BEF, *Biodiversity and Ecosystem Fundtioning*) visant à établir un lien entre biodiversité et fonctionnement des écosystèmes - puis service écosystémique - permet de coupler au régime de véridiction un régime d'intéressement. Quelque chose *de plus* que des millions d'espèces doit être menacé. L'attribution téléologique d'une finalité externe à la

biodiversité permet de faire surgir son intérêt caché : notre bien-être. Perdre la biodiversité reviendrait, selon cette logique, à fragiliser la prospérité d'un ordre économique et social. La notion de service écosystémique peut se comprendre comme un investissement de forme stratégique garantissant l'étalonnage universel pour justifier la gestion de la biodiversité sur une base instrumentale et anthropocentrée. Tout ce que nous utilisons de la nature, y compris notre lien affectif ou spirituel, peut être traduit en instrument utile. Nous avons montré que, toujours paradoxalement, cette étape ajoute peu mais retire beaucoup à la notion de biodiversité. La « prise de fonction » dépouille la biodiversité de ses supports biologiques désormais conçus comme une suite de fonctions abstraites. Nous avons conclu de cette étape que la biodiversité fonctionnalisée se transforme en *biodiversité fantôme*.

La mise en équivalence, quant à elle, est réglée par le dispositif comme un moyen de contournement des limites. La spatialité et la temporalité propres à la biodiversité doivent se subordonner à celles que l'aménagement du territoire impose. Une règle ostensiblement inexacte est établie pour permettre à la biodiversité détruite de renaître ailleurs sous une forme « équivalente ». Grâce à cette règle, la destruction de la biodiversité d'un site est rendue possible car nous savons la recréer ailleurs *à l'identique*. La maîtrise de la crise de la biodiversité par ce procédé acquiert l'autorité d'une égalité capable d'équilibrer des « pertes » avec des « gains » et facilite son inscription dans une logique comptable. Nouveau paradoxe : la biodiversité mise en équivalence, qui débute pourtant par une destruction matérielle, est projetée dans une abstraction. En poursuivant l'objectif d'atteindre une « absence de perte nette », la mise en équivalence produit l'illusion d'une *biodiversité immuable*.

Une biodiversité mortifiée, fantôme, et pourtant immuable… la prise en charge de la crise de la biodiversité a tout l'air, selon notre analyse, d'avoir fait naître un zombi.

Un zombi particulièrement tenace : nous avons montré que ces trois prises en charge de la biodiversité forgent un mode de problématisation et de résolution des conflits auquel il est difficile de résister. Les promesses de développement durable, de *green economy*, ou de préservation du *bien-être de l'humanité* s'adossent au dispositif. Ce dernier permet de penser une solution à large échelle en surveillant l'état de la biodiversité, en démontrant son intérêt général et en assurant sa réplication lorsqu'elle est détruite. Nous avons montré que le terme *technoscientifique* était approprié pour qualifier cette manière de connaître et d'agir sur la biodiversité. Non seulement l'intrication entre science et technologie est extrêmement forte dans les recherches menées dans ces prises en charge, mais ces recherches prétendent moins

décrire la dynamique du vivant que la contrôler et en maîtriser la complexité pour accomplir des promesses.

Comment ouvrir une brèche dans ce dispositif au profit d'une écologie politique moins mortifère et moins amnésique ?

Une première voie consiste à se tourner du côté des *pensées alternatives oubliées* en renouvelant l'histoire intellectuelle de l'émancipation écologique. Cette recherche permet de combattre l'illusion que le dispositif que nous avons décrit traduit l'émergence d'une transition écologique récente qui nécessite *seulement plus de temps*. En scrutant l'histoire des idées politiques, Serge Audier a par exemple récemment montré dans *La société écologique et ses ennemis*, à quel point l'émancipation vis-à-vis des systèmes d'exploitation de la nature est ancienne et traverse tous les courants politiques [Audier, 2017]. Cerner les conflits internes aux mouvements de contestation est selon nous une manière de mieux comprendre l'héritage du présent pour faire revivre et cultiver des alternatives au dispositif en place. Dans la même idée, les recherches de Romain Felli nous invitent à revisiter comment et pourquoi le développement durable s'est construit non pas *avec* mais *contre* l'écologie politique subversive en instaurant à la place d'une remise en question profonde de notre mode de développement le triomphe du consensus. Cet oubli a débouché sur une écologie résignée qui n'a d'autre choix que le conformisme à ce modèle [Felli, 2008]. Une histoire de ces tensions et de ces luttes d'idées et de personnes permet de résister aux schémas linéaires d'une succession logique d'une « prise de conscience » lente et progressive de la crise de la biodiversité.

Une autre voie, assurément non concurrentielle, consiste à nous tourner du côté des *oubliés biologiques récalcitrants* que le dispositif laisse de côté pour proposer une épistémologie non normative de ce que l'on peut concevoir comme un *contre-dispositif*. Nous avons notamment débusqué une contradiction commune aux trois types d'objectivation sur laquelle il est selon nous possible de s'appuyer : l'espace-temps endogène aux entités écologiques est reconditionné dans un espace-temps exogène – centré sur et préoccupé par – autre chose que la biodiversité : la mise en place d'un inventaire utile au développement, d'un intérêt pour notre bien-être, et d'une technique d'aménagement de nos territoires. Quelle est donc cette biodiversité *à contre-courant*, qui est non prise en compte, inutile, et non substituable ? Comment la connaître ? Et en quoi cette connaissance éclaire-t-elle différemment la crise de la biodiversité ?

Pour amorcer cette recherche, un retour sur les foyers de résistances possibles à l'anthropocentrisme systémique instauré par le dispositif est nécessaire. La démonstration du

fait biologique correspondant à « la crise de la biodiversité » a mobilisé (et mobilise toujours) des analyses statistiques, des modèles, des expérimentations, des synthèses, et des observations, que l'écologie scientifique et la biologie de la conservation s'efforcent de déployer. La dimension politique de cette situation n'est pas, selon notre analyse, autre chose que le fait scientifique envisagé sous un autre état. Nous avons montré, tout au long de ce travail que science et politique ne peuvent être maintenues comme deux catégories étanches, ni même comme deux sphères qui interagissent ou collaborent.

Un premier type de résistance se loge dans ce que le gouvernement de la biodiversité se doit de surmonter : la tendance de la biodiversité à ne pas se laisser étudier et gouverner. Donner davantage de visibilité au travail laborieux des recherches sur la biodiversité permettrait sans doute de mieux *composer avec* la biodiversité. Ces récalcitrants invitent à aborder la complexité du vivant avec modestie. Un autre usage de la nature paraît notamment possible lorsque l'on admet une part de spontané dans sa dynamique.

Les figures du pilotage, de la diplomatie, de la solidarité, de la négociation et de la réconciliation sont utilisées pour caractériser une telle attitude soucieuse de respecter ce qui, dans la biodiversité, ne se laisse pas maîtriser facilement. Catherine et Raphaël Larrère proposent par exemple d'agir *avec* en s'appuyant sur l'existence d'un « tiers paysage » ainsi nommé par le paysagiste Gilles Clément pour rendre visible cette nature qui est « là par elle-même, résultat d'un processus spontané qui n'a été ni contraint ni forcé » [Larrère et Larrère, 2015 : 80]. Ce tiers paysage n'a pas de raison de se limiter à un site particulier mais peut devenir planétaire.

> […] il permet d'appréhender une nature ouverte, diverse, imprévisible, et de brassages en brassages, globale ou planétaire : à l'opposé de la *wilderness*. Une telle nature peut servir de référence pour des actions qui cherchent à faire coexister les hommes et la nature. L'objectif est prospectif : il n'est pas tant question de conserver les espèces menacées que d'entretenir la biodiversité, de favoriser la poursuite des processus évolutifs. […] Il s'agit d'un exercice de pilotage, d'une façon de faire avec la nature, dans l'idée que le mieux est d'intervenir le moins possible. Le jardin, ainsi conçu, ne proclame pas la toute-puissance du jardinier. Il donne à voir la nature, rend présent le sauvage. [Larrère et Larrère, 2015 : 81]

Ce positionnement modifie sans aucun doute ce qui, dans le dispositif que nous avons décrit, se décline sur un mode ouvertement anthropocentré. Une biodiversité non inventoriée et spontanée, dont l'utilité n'est pas posée *a priori* et pour laquelle la poursuite des processus évolutifs est favorisée. Catherine et Raphaël Larrère maintiennent d'ailleurs la « nature »

comme pôle de résistance qui ne se dissout pas dans la « fin du grand partage » entre nature et culture que d'autres ont appelé de leurs vœux :

> Aussi continuerons-nous à parler de nature. En y voyant non pas une substance, mais un enchevêtrement de relations, dans lequel les hommes sont inclus, un enchevêtrement de processus. Elle n'est donc pas seulement derrière nous (comme un passé à préserver), mais également devant nous : la nature fait partie de notre avenir et nous pouvons en infléchir le cours sans que ce soit au détriment des non-humains et/ou du nôtre. [Larrère et Larrère, 2015 : 11]

Le dualisme Nature-Culture est donc présenté comme l'occasion d'une recherche fructueuse sur la manière dont ces deux pôles s'entre-définissent. Cette proposition a comme effet de reconnaître la nécessité de maintenir une forme d'autonomie de certains processus naturels. Respecter la nature c'est permettre que la non-ingérence puisse devenir une position légitime :

> Aussi de nombreux militants de la protection de la nature estiment-ils que gérer la biodiversité n'est qu'une nouvelle forme de domination de l'homme sur la nature. Protéger la nature, c'est la laisser « reprendre ses droits » partout où la déprise agricole conduit à un ensauvagement du paysage. (…) Certes, le respect de la nature doit excéder largement le souci du sauvage, mais il doit aussi l'englober. [Larrère et Larrère, 2015 : 14]

Le maintien de la catégorie de « sauvage » est par ailleurs l'un des leitmotivs des défenseurs de la nature comme pôle essentiel de résistance à une forme de domestication systématique. Un collectif d'auteurs impliquant certains lanceurs d'alertes historiques de la crise de la biodiversité dans les années 1980, a ainsi vivement réagi aux affaiblissements contemporains des politiques de protection. Dans cet ouvrage intitulé *Keeping the Wild: Against the Domestication of Earth* l'un des auteurs réaffirme l'importance du maintien d'une nature sauvage comme zone de contrepouvoir à l'interventionnisme intensif dominant :

> *Self-regulation requires very large areas and their linkage to other areas that are mainly intact. Such restorative intervention contrasts with the violence done to species and ecosystems by large-scale industrial or agricultural resource extraction—extraction based on the exercise of power and the object of control. Large-scale resource extraction refuses to acknowledge either that other species are ends-in-themselves and are not merely means for human purposes or that human well- being is antithetical to power and control over others.* [Johns, 2014 : 31]

Le dualisme naturel-artificiel a également des vertus dès lors qu'il permet de reconnaître différentes *manières de faire* dans l'univers technique. Le *faire* dans la production d'objets techniques (sur le mode de la fabrication) n'est pas le *faire-avec* ou le *faire-faire* qui supposent de tenir compte du contexte et d'un environnement naturel complexe. Il s'agit, pour reprendre l'image proposée par Larrère et Larrère, plus d'une « collaboration » que d'une maîtrise ou d'une domination. En ce sens, l'agroécologie offre un exemple typique d'une occasion d'un tel mouvement [Larrère et Larrère, 2015 : 226].

Nous pensons néanmoins que, sans précautions supplémentaires, cette ouverture comporte le risque de participer à entretenir le dispositif en place tel qu'il est. Le pilotage de ces récalcitrants ou « la bonne tenue de la maison » de la biodiversité conçue comme jardin planétaire nous semble en effet encore trop proche de la gouvernementalité que nous avons décrite. Foucault utilise d'ailleurs précisément la figure du *pilote* et de la *maison* pour expliquer ce mode de gouvernement (nous soulignons en italique) :

> Que le gouvernement dirige les choses entendues ainsi comme intrications des hommes et des choses, je crois qu'on en trouverait facilement la confirmation dans la métaphore inévitable à laquelle on se réfère toujours dans ces traités du gouvernement, *la métaphore du bateau*. Qu'est-ce que gouverner un bateau ? Bien sûr, *c'est prendre en charge* les marins, mais c'est prendre en charge en même temps le navire, la cargaison ; gouverner un bateau, c'est aussi tenir compte des vents, des écueils, des tempêtes, des intempéries ; et c'est cette mise en relation des marins qu'il faut sauver avec le navire qu'il faut sauvegarder, avec la cargaison qu'il faut porter au port, et leurs relations avec tous ces événements que sont les vents, les écueils, les tempêtes, *c'est cette mise en relation qui caractérise le gouvernement d'un bateau*. Même chose pour *une maison* : gouverner une famille, au fond, ce n'est pas essentiellement avoir pour fin de sauver les propriétés de la famille, c'est essentiellement avoir comme cible les individus qui composent la famille, leur richesse, leur prospérité ; c'est tenir compte des événements qui peuvent arriver : les morts, les naissances ; c'est tenir compte des choses que l'on peut faire, par exemple les alliances avec d'autres familles. *C'est toute cette gestion générale qui caractérise le gouvernement* et par rapport à quoi le problème de la propriété terrienne pour la famille ou l'acquisition de la souveraineté sur un territoire ne sont finalement que des éléments relativement secondaires pour le Prince. L'essentiel, c'est donc *ce complexe d'hommes et de choses*, le territoire, la propriété n'en étant en quelque sorte qu'une variable. [Foucault, 1977]

Une brèche dans le dispositif doit selon nous s'ancrer sur d'autres figures que celles du pilote ou d'un(e) bon(ne) maître(sse) de maison. A défaut, définir l'*oikos* de la biodiversité est toujours une autre manière de mieux définir – et de vivre dans – le nôtre. Or ce projet, bien qu'absolument essentiel, embarque un narcissisme structurel. La dynamique de la biodiversité y demeure définie *négativement* à notre capacité de contrôle mais n'aborde toujours pas, sur un mode positif et décentré, l'espace-temps de l'*oikos* de la biodiversité elle-même. Notons à cet égard que les termes de « diplomatie », de « collaboration », de « négociation » ou de « pilotage » maintiennent un registre curieusement hautement anthropomorphique. Or le loup, la tique, et tous les êtres non-humains ne sont pas toujours à nos yeux en mesure de collaborer, de négocier ou de faire l'objet de diplomatie. La conservation de la biodiversité dans un contre-dispositif doit pouvoir se comprendre autrement que sur le mode de la colocation ou du partenariat. En voulant maintenir la gouvernementalité de la biodiversité comme on piloterait un bateau on autorise seulement de *gérer des relations* sans changer fondamentalement de dispositif. Cette ouverture n'est pas selon nous suffisante.

Il nous semble en effet crucial de reconnaître que le mouvement de décentrement produit des effets de pouvoir par sa dimension *conflictuelle*[49]. Une attitude face à ce conflit est d'en faire l'occasion d'une expérience démocratique d'élaboration d'un consensus plutôt que de le résoudre par l'autorité. « Se placer sur le terrain de la biodiversité invite également à admettre qu'il n'y a pas une seule solution à une situation problématique, mais que tout est discutable…et qu'en la matière (comme dans tous les projets), mieux vaut risquer des conflits qu'imposer une solution autoritaire, au nom d'un savoir quelconque » [Larrère et Larrère, 2015 : 107]. Nous avons montré qu'il n'y a pas de biopouvoir sans contre-biopouvoir. En concentrant l'effort de recherche résolument sur cette propriété de résistance, celle-ci n'est plus la simple condition de possibilité du biopouvoir, mais fait exister différemment l'ensemble des êtres non-humains, et leurs conditions ou modes d'existence. En admettant (voire en provoquant) cette dimension conflictuelle, le dispositif biopolitique peut être plus qu'un instrument de maîtrise. Les effets positifs d'une politique de décentrement se mesurent à sa capacité à courir des risques.

Nous ajouterons cependant que les conflits dont il est question gagnent à être compris non pas comme le ciment démocratique entre des positions plurielles défendues par des acteurs humains qu'un consensus ou qu'un compromis permettrait de résoudre[50]. Le mouvement de décentrement génère également des récalcitrants proprement écologiques, endogènes, que la promesse d'un consensus a priori a pour conséquence d'effacer. Les conflits qu'engendrent l'*oikos* de la biodiversité est lui aussi endogène et n'a pas toujours vocation à être résolu par un consensus. Cette dimension biologique du conflit risque trop rapidement d'être pacifiée dans un registre de pilotage ou de la diplomatie si l'on a pas pris le temps d'en apprécier les vertus. La fonte de la banquise et l'existence d'ours polaires est un conflit. La construction d'un barrage et la migration des saumons est un conflit. La construction d'un lotissement et le maintien des espèces et des habitats impactés est un conflit. En somme, le consensus peut régler les affaires humaines en la matière mais ne rend pas compte de certaines limites proprement écologiques. La crainte du conflit de fond entre l'existence d'un *oikos* de la biodiversité et certaines activités

[49] Ou du moins embarrassante. La notion d'embarras peut également se comprendre dans ce cas comme ayant un sens fort et prenant la forme d'une « capacité négative » telle qu'envisagé par Adam Phillips : « L'embarras, pourrions-nous dire, est le compliment que nous faisons à l'inacceptable lorsque nous souhaitons qu'il ne soit qu'embêtant » [Phillips, 2009 : 19]. L'embarras est cette chose que l'on voit toujours mais que l'on ne souhaite pas voir. Savoir accepter une situation d'embarras, est le meilleur moyen de provoquer un moment réflexif.

[50] On trouvera dans l'ouvrage de Miguel Benassayag et Angélique del Rey consacré à « l'éloge du conflit » une analyse plus poussée de la peur des conflits comme une mise en danger de la démocratie et de la vie [Benasayag et del Rey, 2012].

humaines instaure une forme de dogme contre-performatif dans la politique de la biodiversité. En 2005, l'écologue Nils Peterson et ses collègues notent à cet égard que la conservation de la biodiversité souffre de ce qu'ils nomment le « mythe du consensus ». Les politiques de développement durable, de *win-win*, de compromis, et de toutes formes d'adoucissement des conflits que la protection de la biodiversité endosse largement sont, selon ces auteurs, à l'encontre du processus démocratique : « *the illusion of consensus is fatal to democracy because a healthy democratic process requires recognition of differing interests and the recognition that open conflict about differing interests is legitimate* » [Peterson *et al.*, 2005]. Notre propos consiste en somme à reprendre cette remarque en admettant la possibilité d'y inclure les intérêts proprement non humains.

Sur le plan discursif, l'usage de l'euphémisme est une pratique courante pour masquer l'indéfendable dans la manière dont la biodiversité est aujourd'hui « gérée ». L'utilisation d'un langage plus honnête et réaliste est ainsi proposée par les conservationnistes David Johns et Dominick DellaSala comme une manière de reconnaître ce que nos actions cachent. Ils prennent plusieurs termes comme exemples pourtant couramment utilisés dans les sciences de la biodiversité pour démontrer toute la charge anthropocentrée et utilitariste qu'ils contiennent. Même le terme pourtant fort de « tuer » peut être une manière de cacher une réalité plus difficile à dire : « *Even "killing" can obscure the grim details: poisoning, shooting, leg-hold trapping, snaring, drowning, suffocating, chasing down with machines* ». [Johns et DellaSala, 2017 : 175]

Sans nier la possibilité d'une possible contribution positive des activités humaines à la dynamique de la biodiversité, l'illusion de l'existence d'une compromission systématiquement vertueuse entre les activités humaines et la reconnaissance d'un *oikos* de la biodiversité a pour effet de restreindre, *a priori*, les politiques de la biodiversité et le processus démocratique. Par exemple, dans la plupart des études qui traitent des problèmes liés aux dégâts provoqués par les grands carnivores, il est question de « conflit » entre humain et faune sauvage (*human-wildlife conflict*) mais systématiquement abordé au travers de l'impact négatif des carnivores *sur les activités humaines* ou des conflits entre activités humaines (sans que l'inverse ne soit envisagé c'est-à-dire l'impact négatif des activités humaines sur les grands carnivores) [Peterson *et al.*, 2010]. Reconnaître la part conflictuelle non pilotable de la biodiversité revient à admettre que le maintien de certaines activités humaines et la présence de certains prédateurs ne sont tout simplement pas compatibles sauf à toujours se contenter d'une conservation du minimum.

Le deuxième type de résistance, externe au dispositif, est donc selon nous offert par l'ensemble des énoncés, des recherches et des procédures qui permettent de sortir de cette vision humanoïde de tout ce qui se rapporte à la biodiversité. Ce foyer de résistance commence par admettre plus volontiers les phénomènes écologiques et biologiques pour ce qu'ils sont : l'expression d'une réalité non réductible à une relation humain/non-humain. Prédation, extinction, dispersion, mort, reproduction, pèsent comme autant de manifestations de l'*oikos* de la biodiversité, indépendamment de notre bon vouloir. Notre analyse de l'*oikos* de la biodiversité montre que le positionnement écologique est, dès son origine, de reconnaître que les êtres humains et non humains sont pris dans un ensemble de liens non substantiels qui déterminent leurs *conditions d'existence et de devenir*. A ces liens s'ajoute un *mode d'existence* singulier à chaque être perceptif. L'environnement n'est donc pas, selon cette approche, la grande enveloppe spatiale dans laquelle les organismes s'agitent autour de nous et qu'il nous revient de gérer convenablement. Organismes et environnements s'entre-définissent, réduisant les chances de piloter la biodiversité comme on dirige un grand navire en train de couler ou comme un pompier maîtrise le feu « d'une maison qui brûle »[51]. Il n'y a ni bateau, ni maison ni jardin parce que nous n'avons pas l'expérience de l'espace-temps correspondant à ces métaphores. Il y a des entités biologiques soumises à des pressions diverses dans une spatialité et une temporalité qui nous heurtent et que nous heurtons. La crise de la biodiversité appelle une réforme épistémique qui engage une recherche plus poussée sur les conditions et les modes d'existence de la vie et sur les catégories d'espace et de temps correspondantes.

Nous admettons cependant volontiers qu'il s'agit essentiellement de re-connaître *ce que nous savons déjà* plutôt que de formuler, à notre tour, une promesse quelconque. Car le dispositif actuel produit aussi de l'ignorance. En ce sens, la relecture des pionniers du mouvement environnementaliste et de certains écologues permet de redécouvrir des diagnostics et des propositions politiques dont l'actualité déconcerte. Cette antériorité nous incite à ne pas proposer trop vite quoi que ce soit de fondamentalement nouveau. Nous en *savons déjà* assez sur les causes de cette annihilation de la biodiversité pour ne pas répéter à l'infini que les choses sont trop complexes.

[51] Image employée par Jacques Chirac lors de l'introduction à la conférence des Parties en 2002 consacrée au réchauffement climatique et à la crise de la biodiversité : « « Notre maison brûle et nous regardons ailleurs. La nature, mutilée, surexploitée, ne parvient plus à se reconstituer, et nous refusons de l'admettre. L'humanité souffre. Elle souffre de mal-développement, au Nord comme au Sud, et nous sommes indifférents. La Terre et l'humanité sont en péril, et nous en sommes tous responsables. »

Les réceptions médiatiques, politiques et populaires des résultats publiés par les lanceurs d'alertes depuis Rachel Carson navrent autant qu'elles rassurent. Elles sont navrantes par leurs répétitions et la nature de ce qu'elles dénoncent, elles rassurent par le potentiel mobilisateur qu'elles dévoilent. Il est probable que l'ébauche du contre-dispositif sur laquelle s'achève notre travail ne s'exprime pas seulement sur le mode d'un *soft power* à la manière de celui confortablement installé par le dispositif technoscientifique. D'autres formes d'engagement et de revendications plus ouvertes nous semblent plus efficaces, légitimes, et nécessaires pour que la « prise de conscience » ne demeure pas jugulée par l'« emprise de conscience » des modes de gestion de la biodiversité contemporains.

*

* *

RÉFÉRENCES

VAN ANDEL J. et ARONSON J., 2012, *Restoration Ecology. The New Frontier*, 2nd éd., Hoboken, Wiley-Blackwell.

ANDERSON W. T., 1987, *To govern evolution: further adventures of the political animal*, Cambridge, MA, USA, Harcourt Brace Jovanovich.

ANDERSSON J. et RINDZEVIČIŪTĖ E., 2012, « The political life of prediction. The future as a space of scientific world governance in the Cold War era », *Les Cahiers europeėns de Sciences Po*, vol. 4.

APOSTOLOPOULOU E. et ADAMS W. M., 2017, « Biodiversity offsetting and conservation: Reframing nature to save it », *Oryx*, vol. 51, n° 1 : 23-31.

APPADURAI A., 1986, *The Social Life of Things: Commodities in Cultural Perspective*, Cambridge, Cambridge University Press.

ARONOVA E., 2015, « Environmental monitoring in the making: from surveying nature's resources to monitoring nature's change », *Historical Social Research*, vol. 40 : 222-245.

ARONOVA E., BAKER K. S., et ORESKES N., 2010, « Big science and big data in biology: from the international geophyiscal year through the interational biological program to the long term ecological research (LTER) network, 1957-Present », *Historical studies in the natural science*, vol. 7, n° 2 : 183-224.

AUDIER S., 2017, *La société écologique et ses ennemis. Pour une histoire alternative de l'amancipation*, Paris, La Découverte.

BALMFORD A., BENNUN L., BRINK B., COOPER D., CÔTÉ I. M., CRANE P., DOBSON A., DUDLEY N., DUTTON I., GREEN R. E., GREGORY R. D., HARRISON J., KENNEDY E. T., KREMEN C., LEADER-WILLIAMS N., LOVEJOY T. E., MACE G., MAY R., MAYAUX P., MORLING P., PHILLIPS J., REDFORD K., RICKETTS T. H., RODRÍGUEZ J. P., SANJAYAN M., SCHEI P. J., JAARSVELD A. S . V., et WALTHER B. A., 2005, « The Convention on Biological Diversity' s 2010 Target », *Science*, n° January 2005 : 212-213.

BARNOSKY A. D., HADLY E. A., BASCOMPTE J., BERLOW E. L., BROWN J. H., FORTELIUS M., GETZ W. M., HARTE J., HASTINGS A., MARQUET P. A., MARTINEZ N. D., MOOERS A., ROOPNARINE P., VERMEIJ G., WILLIAMS J. W., GILLESPIE R., KITZES J., MARSHALL C., MATZKE N., MINDELL D. P., REVILLA E., et SMITH A. B., 2012, « Approaching a state shift in Earth's biosphere », *Nature*, vol. 486, n° 7401 : 52-58.

BAS Adeline, GASTINEAU Pascal, HAY Julien, et LEVREL Harold, 2013, « Méthodes d 'équivalence et compensation du dommage environnemental », *Revue d'économie politique*, vol. 123, n° 1 : 127-157.

BASKIN Y., 1994a, « Ecologists Dare to Ask: How Much Does Diversity Matter? », *Science*, vol. 264, n° 5156 : 202-203.

———, 1994b, « Ecosystem function of biodiversity », *BioScience*, vol. 44, n° 10 : 657-660.

BBOP, 2012, *Standard on biodiversity offsets. Business and Biodiversity Offsets Programme*, BBOP,

Washighton D.C.

BEAU R. et LARRÈRE C., 2018, *Penser l'Anthropocène*, Paris, Presses de Sciences Po.

BECK J., BÖLLER M., ERHARDT A., et SCHWANGHART W., 2014, « Spatial bias in the GBIF database and its effect on modeling species' geographic distributions », *Ecological Informatics*, vol. 19 : 10-15.

BEISNER B. E., HAYDON D. T., et CUDDINGTON K. L., 2003, « Alternative stable states in ecology », *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 1, n° 7 : 376-382.

BENASAYAG M. et DEL REY A., 2012, *Eloge du Conflit*, Paris, La Découverte.

BENSAUDE-VINCENT B., 1992, « The Balance: Between Chemistry and Politics », *The Eighteenth Century*, vol. 33, n° 3 : 217-237.

———, 2009, *Les vertiges de la technoscience. Façonner le monde atome par atome*, Paris, La Découverte.

———, 2014, « The politics of buzzwords at the interface of technoscience, market and society: the case of "public engagement in science" », *Public Understanding of Science*, vol. 23, n° 3 : 238-253.

———, 2018, « La mesure, un enjeu social et politique », *Communication écrite*.

BENSAUDE-VINCENT B. et LOEVE S., 2018, « Toward a Philosophy of Technosciences », *in French Philosophy of Technology: Classical Readings and Contemporary Approaches*, Springer : 169-186.

BENSAUDE-VINCENT B., LOEVE S., NORDMANN A., et SCHWARZ A., 2011, « Matters of Interest: The Objects of Research in Science and Technoscience », *Journal for General Philosophy of Science*, vol. 42, n° 2 : 365-383.

BENSAUDE-VINCENT B. et STENGERS I., 1997, *A history of Chemistry*, Cambridge, Harvard University Press.

BERQUE A., 2014, *La mésologie ? Pourquoi et pourquoi faire ?*, Paris, Presse universitaires de Paris.

BEUSCART J-S. et PEERBAYE A., 2006, « Histoires de dispositifs », *Terrains & travaux*, vol. 2 : 3-15.

BISBY F. A., 2000, « The Quiet Revolution: Biodiversity Informatics and the Internet », *Science*, vol. 289, n° 5488 : 2309-2312.

BLANDIN P., 2009, *De la protection de la nature au pilotage de la biodiversité*, Paris, Quae.

BOCKING S., 2013, « The ecosystem: Research and practice in North America », *Web Ecology*, vol. 13 : 43-47.

BOISVERT V. et VIVIEN F-D., 1998, « Un prix pour la biodiversité. L'évaluation économique entre différentes légitimités », *Nature Sciences Sociétés*, vol. 6 : 17-26.

BONNEUIL C. et FRESSOZ J-B., 2013, *L'événement Anthropocène*, Paris, Seuil.

BOWKER G. C., 2000a, « Biodiversity Datadiversity », *Social Studies of Science*, vol. 30, n° 5 : 643-683.

———, 2000b, « Mapping biodiversity », *International Journal of Geographical Information Science*, vol. 14 : 739-754.

BOYD D. et CRAWFORD K., 2012, « Critical Questions for Big Data », *Information, Communication & Society*, vol. 15, n° 5 : 662-679.

BRENTARI C., 2015, *Jakob von Uexküll*, Dordrecht, Springer.

BROMLEY D. A., 2002, « Science, technology, and politics », *Technology in Society*, vol. 24, n° 1-2 : 9-26.

BUTCHART S. H. M., WALPOLE M., COLLEN B., VAN STRIEN A., SCHARLEMANN J. P. W., ALMOND R. E. A., BAILLIE J. E. M., BOMHARD B., BROWN C., BRUNO J., CARPENTER K. E., CARR G. M., CHANSON J., CHENERY A. M., CSIRKE J., DAVIDSON N. C., DENTENER F., FOSTER M., GALLI A., GALLOWAY J. N., GENOVESI P., GREGORY R. D., HOCKINGS M., KAPOS V., LAMARQUE J. F., LEVERINGTON F., LOH J., MCGEOCH M. A., MCRAE L., MINASYAN A., MORCILLO M. H., OLDFIELD T. E. E., PAULY D., QUADER S., REVENGA C., SAUER J. R., SKOLNIK B., SPEAR D., STANWELL-SMITH D., STUART S. N., SYMES A., TIERNEY M., TYRRELL T. D., VIÉ J. C., et WATSON R., 2010, « Global biodiversity: Indicators of recent declines », *Science*, vol. 328, n° 5982 : 1164-1168.

CAEYMAEX F. et PIERON J., 2016, « Politiques du vivant, politiques de la nature : Foucault, Latour et les biopolitiques », *Le moment du vivant* : 1-22.

CALLEBAUT W., 2012, « Scientific perspectivism: A philosopher of science's response to the challenge of big data biology », *Studies in History and Philosophy of Science Part C: Studies in History and Philosophy of Biological and Biomedical Sciences*, vol. 43, n° 1 : 69-80.

CALLICOTT J. B., 1988, *Companion to a Sand County Almanac: Interpretive and Critical Essays*, Madison, University of Wisconsin Press.

CALLON M., 1989, *La science et ses réseaux*, Paris, La Découverte.

CALUDE C. S. et LONGO G., 2017, « The Deluge of Spurious Correlations in Big Data », *Foundations of Science*, vol. 22, n° 3 : 595-612.

CALVET C., OLLIVIER G., et NAPOLEONE C., 2015, « Tracking the origins and development of biodiversity offsetting in academic research and its implications for conservation: A review », *Biological Conservation*, vol. 192 : 492-503.

CARDINALE B. J., DUFFY J. E., GONZALEZ A., HOOPER D. U., PERRINGS C., VENAIL P., NARWANI A., MACE G. M., TILMAN D., WARDLE D. A., KINZIG A. P., DAILY G. C., LOREAU M., GRACE J. B., LARIGAUDERIE A., SRIVASTAVA D. S., et NAEEM S., 2012, « Biodiversity loss and its impact on humanity », *Nature*, vol. 486, n° 7401 : 59-67.

CEBALLOS G., EHRLICH P. R., et DIRZO R., 2017, « Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines », *Proceedings of the National Academy of Sciences* : 201704949.

DE CERTEAU M., 1990, *L'invention du quotidien*, Paris, Gallimard.

CHANSIGAUD V., 2017, *Les Français et la nature : pourquoi si peu d'amour ?*, Paris, Actes sud.

CHAPIN F. S. III, CARPENTER S. R., KOFINAS G. P., FOLKE C., ABEL N., CLARK W. C., OLSSON P., SMITH D. M. S.,

WALKER B., YOUNG O. R., BERKES F., BIGGS R., GROVE J. M., NAYLOR R. L., PINKERTON E., STEFFEN W., et SWANSON F. J., 2010, « Ecosystem stewardship: sustainability strategies for a rapidly changing planet RID F-2386-2011 RID A-5155-2010 RID C-7651-2011 », *Trends in Ecology & Evolution*, vol. 25, n° 4 : 241-249.

CHAPIN F. S. III, SCHULZE E. D., et MOONEY H., 1992, « Biodiversity and Ecosystem Processes », *Trends in ecology & evolution*, vol. 7, n° 4 : 107-108.

CHARBONNIER P., 2015, *La fin d'un grand partage. Nature et société, de Durkheim à Descola*, Paris, CNRS Editions.

CHASE J. M. et LEIBOLD M., 2003, *Ecological Niches. Linking classical and contemporary approaches*, Chicago, The University of Chicago Press.

CHASE J. M. et MYERS J. A., 2011, « Disentangling the importance of ecological niches from stochastic processes across scales », *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 366 : 2351-2363.

CHEVASSUS-AU-LOUIS Bernard, BIELSA Sabine, MARTIN Gilles, PUJOL Jean-Luc L, RICHARD Dominique, et SALLES Jean-Michel, 2009, *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes : contribution à la décision publique*, .

CLARKE G., 1954, *Elements of Ecology*, New York, John Wiley & Sons INC, Chapman & Hall, LTD.

CLEMENTS F. E., 1916, *Plant Succession: An Analysis of the Development of Vegetation*, Carnegie Institution, Washington.

COSTANZA R., ARGE R., GROOT R. D., FARBERK S., GRASSO M., HANNON B., LIMBURG K., NAEEM S., O'NEILL R. V, PARUELO J., RASKIN R. G., SUTTONKK P., et VAN DEN BELT M., 1997, « The value of the world ' s ecosystem services and natural capital », *Nature*, vol. 387, n° May : 253-260.

CRUTZEN P. J., 2002, « Geology of mankind », *Nature*, vol. 415, n° 6867 : 23.

CRUTZEN P. J. et STOERMER E. F., 2000, *The « Anthropocene »*, IGBP, 1-20 p.

CURRY G. B. et HUMPHRIES C. J., 2007, « Biodiversity Databases: Techniques, Politics and Applications », *The Systematics Association Special Volume Series 73*, vol. 485 : 1-211.

DAILY G. C., 1997, *Nature's Services. Societal dependence on natural ecosystems*, Washighton D.C., Island Press.

DARWIN C., 1891, *La Descendance de l'Homme et la sélection sexuelle*, Paris, C. Reinwald & Cie. Traduction de Edmond Barbier.

DASMANN R. F., 1968, *A Different Kind of Country*, London, The Macmillan Co.

DAUGUET B., 2015, « Biodiversity offsetting as a commodification process: A French case study as a concrete example », *Biological Conservation*, vol. 533-540.

DAVIES T. W., JENKINS S. R., KINGHAM R., HAWKINS S. J., et HIDDINK J. G., 2012, « Extirpation-resistant species do not always compensate for the decline in ecosystem processes associated with biodiversity loss », *Journal of Ecology*, vol. 100, n° 6 : 1475-1481.

DEANS A. R., YODER M. J., et BALHOFF J. P., 2012, « Time to change how we describe biodiversity », *Trends in ecology & evolution*, vol. 27, n° 2 : 78-84.

DEBOURDEAU A., 2016, « Aux origines de la pensée écologique : Ernst Haeckel, du naturalisme à la philosophie de l'Oikos », *Revue Française d'Histoire des Idées Politiques*, vol. 44, n° 2 : 33-62.

DELAPLANTE K. et PICASSO V., 2011, « The Biodiversity-Ecosystem function debate in ecology », *in* K. DeLaplante, B. Brown, et K. A. Peacock (dir.), *Philosophy of Ecology*, Elsevier B.V. : 169-200.

DELEUZE G., 1986, *Foucault*, Paris, Minuit, collection « Critiques ».

DELEUZE G. et GUATARRI F., 1980, *Capitalisme et schozophrénie 2 : Milles plateaux*, Paris, Les éditions de minuit.

DESROSIÈRES A., 2004, « Pour une politique des outils du savoir: le cas de la statistique », *Politics and knowledge : Democratizing knowledge in times of the expert* : 1-13.

———, 2010, *La politique des grands nombres : Histoire de la raison statistique*, Paris, La Découverte.

DEVICTOR V., 2015, « When conservation challenges biodiversity offsetting », *Biological Conservation*, vol. 192 : 483-484.

DEVICTOR V. et BENSAUDE-VINCENT B., 2016, « From ecological records to big data: the invention of global biodiversity », *History and Philosophy of the Life Sciences*, vol. 38, n° 4 : 1-23.

DEVICTOR V., CLAVEL J., JULLIARD R., LAVERGNE S., MOUILLOT D., THUILLER W., VENAIL P., VILLÉGER S., et MOUQUET N., 2010, « Defining and measuring ecological specialization », *Journal of Applied Ecology*, vol. 47, n° 1 : 15-25.

DEVICTOR Vincent, 2018, « La quantification de l'Anthropocène : une stratégie sans stratège », *in* Catherine Larrère et Rémi Beau (dir.), *Penser l'Anthropocène*, Presses de Sciences Po.

DIRZO R., YOUNG H. S., GALETTI M., CEBALLOS G., ISAAC N. J. B., et COLLEN B., 2014, « Defaunation in the Anthropocene », *Science*, vol. 345, n° 6195 : 401-406.

DONOHUE I., HILLEBRAND H., MONTOYA J. M., PETCHEY O. L., PIMM S. L., FOWLER M. S., HEALY K., JACKSON A. L., LURGI M., MCCLEAN D., O'CONNOR N. E., O'GORMAN E. J., et YANG Q., 2016, « Navigating the complexity of ecological stability », *Ecology letters*, vol. 19, n° 9 : 1172-1185.

DREAL, 2014, *Bilan bibliographique sur les méthodes de définition de l'équivalence écologique et des ratios des mesures compensatoires*, 1-43 p.

DUPOUEY J. L., DAMBRINE E., LAFFITE J. D., et MOARES C., 2002, « Impact of past land use on forests soils and biodiversity », *Ecology*, vol. 83 : 2978-2984.

DUSSAULT A. C., 2018, « Functional ecology's non-selectionist understanding of function », *Studies in History and Philosophy of Biol & Biomed Sci*, n° September 2017 : 1-9.

EDWARDS J. L., LANE M. A., et NIELSEN E. S., 2000, « Interoperability of Biodiversity Databases: Biodiversity Information on Every Desktop », *Science*, vol. 289, n° 5488 : 2312-2314.

EDWARDS P., 2010, *A vast machine*, Cambridge, Massachusetts. London, England, The MIT Press.

EGERTON F. N., 1973, « Changing Concepts of the Balance of Nature », *The Quarterly Review of Biology*, vol. 48, n° 2 : 322-350.

———, 2013, « History of Ecological Sciences, Part 47: Ernst Haeckel's Ecology », *Bulletin of the Ecological Society of America*, vol. 94, n° 3 : 222-244.

EHRENFELD D. W., 1978, *The Arrogance of Humanism*, Oxford, Oxford University Press.

EHRLICH P. R., 1994, « Foreword. Biodiversity and Ecosystem Function: Need We know More? », *in* E. Schulze et Harold Mooney (dir.), *Biodiversity and ecosystem function*, New York, Springer : 5-9.

ELITH J. et LEATHWICK J. R., 2009, « Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time », *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, vol. 40, n° 1 : 677-697.

ELLIS R., PACHA M., et WATERTON C., 2007, « Assembling Nature: the social and political lives of biodiversity softwares », *Lancaster*.

ELSER J. J, STERNER R. W., GOROKHOVA E., FAGAN W. F., MARKOW T. A., COTNER J. B., HARRISON J. F., HOBBIE S. E., ODELL G. M., et WEIDER L. J., 2000, « Biological stiochiometry from genes to ecosystems », *Ecology Letters*, vol. 3 : 540-550.

ELTON C. S., 1927, *Animal Ecology*, London, Sidgwick and Jackson.

———, 1966, *The pattern of animal communities*, London, Methuen and Co Ltd.

ERWIN T., 1991, « How many species are there?: Revisited », *Conservation biology*, vol. 5 : 330-333.

ESTES J. A., TERBORGH J., BRASHARES J. S., POWER M. E., BERGER J., BOND W. J., CARPENTER S. R., ESSINGTON T. E., HOLT R. D., JACKSON J. B. C., MARQUIS R. J., OKSANEN L., OKSANEN T., PAINE R. T., PIKITCH E. K., RIPPLE W. J., SANDIN S. A., SCHEFFER M., SCHOENER T. W., SHURIN J. B., SINCLAIR A. R. E., SOULÉ M. E., VIRTANEN R., et WARDLE D. A., 2011, « Trophic downgrading of planet Earth », *Science*, vol. 333, n° 6040 : 301-306.

ETZKOWITZ H. et LEYDESDORFF L., 1998, « The Endless Transition: A "Triple Helix" of University-Industry-Government Relations. », *Minerva: A Review of Science, Learning & Policy*, vol. 36, n° 3 : 271-288.

FELLI R., 2008, *Les deux âmes de l'écologie. une critique du développement durable.*, Paris, L'Harmattan.

FOUCAULT M., 1966, *Les mots et les choses*, Paris, Gallimard.

———, 1969, *L'archéologie du savoir*, Paris, Gallimard.

———, 1975, *Surveiller et punir. Naissance de la prison*, Paris, Gallimard.

———, 1976, *Histoire de la Sexualité I : La Volonté de Savoir*, Paris, Gallimard.

———, 1977, *Dits et Ecrits, III*, Paris, Gallimard.

———, 1984, *Dits et Ecrits, II*, Paris, Gallimard.

———, 1994, *Dits et Ecrits, IV*, Paris, Gallimard.

———, 2004a, *Naissance de la biopolitique. Cours au collège de France. 1978-1979*, Paris, Seuil.

———, 2004b, *Sécurité, Territoire, Population*, Paris, Seuil.

FRANKLIN J., SERRA-DIAZ J. M., SYPHARD A. D., et REGAN H. M., 2017, « Big data for forecasting the impacts of global change on plant communities », *Global Ecology and Biogeography*, vol. 26, n° 1 : 6-17.

FUKAMI T., 2015, « Historical Contingency in Community Assembly: Integrating Niches, Species Pools, and Priority Effects », *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, vol. 46, n° 1 : 1-23.

GARSON J., PLUTYNSKI A., et SARKAR S., 2017, *The Routledge Handbook of Philosophy of Biodiversity*, London, Routledge.

GAUBERT H. et HUBERT S., 2012, *La loi responsabilité environnementale et ses méthodes d'équivalence. Guide méthodologique*, Collection « Références » du Service de l'Économie, de l'Évaluation et de l'Intégration du Développement Durable (SEEIDD) du Commissariat Général au Développement Durable (CGDD).

GIBBONS M., LIMOGES C., NOWOTNY H., SCHWARTZMAN S., SCOTT P., et TROW M., 1994, *The New Production of Knowledge: The Dynamics of Science and Research in Contemporary Societies*, Thousand Oaks, California, SAGE Publications LTD.

GIBSON J. J., 1986, « The Ecological Approach to Visual Perception », *The Journal of the Society of Architectural Historians*, vol. 39, n° 2 : 332.

GODET L. et DEVICTOR V., 2018, « What Conservation Does », *Trends in ecology & evolution*, vol. In press.

GOLDSTEIN P. Z., 1999, « Functional Ecosystems and Biodiversity Buzzwords », *Conservation Biology*, vol. 13, n° 2 : 247-255.

GOLLEY F. B., 1991, « The ecosystem concept: A search for order », *Ecological Research*, vol. 6, n° 2 : 129-138.

GONZALEZ A. et LOREAU M., 2009, « The Causes and Consequences of Compensatory Dynamics in Ecological Communities », *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, vol. 40, n° 1 : 393-414.

GORDON A., BULL J. W., WILCOX C., et MARON M., 2015, « Perverse incentives risk undermining biodiversity offset policies », *Journal of Applied Ecology*, vol. 52, n° 2 : 532-537.

GRAETZ R. D., 1991, « Desertification: a tale of two feedbacks », *in* H. Mooney, E. Medina, D. W. Schindler, E. D. Schulze, et B. Walker (dir.), *Ecosystem Experiments Scope 45*, Hoboken, John Wiley & Sons : 59-66.

GRANJOU C., 2013, *Micropolitiques de la biodiversité. Experts et professionnels de la nature*, Bruxelles, P.I.E. Peter Lang.

GREINER W. et LANE N., 2009, « David Allan Bromley 1926-2005 », *National Academy of Sciences* : 1-49.

GRIMM V. et WISSEL C., 1997, « Babel, or the ecological stability discussions: An inventory and analysis of terminology and a guide for avoiding confusion », *Oecologia*, vol. 109, n° 3 : 323-334.

GRUNDMANN R. et STEHR N., 2012, *The Power of Scientific Knowledge. From Research to Public Policy*, Cambridge, Cambridge University Press.

GUISAN A. et THUILLER W., 2005, « Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models », *Ecology Letters*, vol. 8, n° 9 : 993-1009.

GÜTTLER N. R., 2011, « Scaling the period eye: Oscar drude and the cartographical practice of plant geography, 1870s-1910s », *Science in Context*, vol. 24, n° 1 : 1-41.

HAECKEL E., 1907, *Les merveilles de la vie : études de philosophie biologique pour servir de complément aux « Énigmes de l'univers »*, Paris, Schleicher Frères, Editeurs.

———, 2013, *Generelle Morphologie der Organismen, 1966, trad. fr. Ariane Debourdeau. Les Grands textes fondateurs de l'écologie*, Paris, Flammarion.

HARDIN G., 1985, « Human ecology: The subversive, conservative science », *American Zoologist*, vol. 25, n° 2 : 469-476.

HASTINGS A., HOM C. L., ELLNER S., TURCHIN P., et GODFRAY H. C. J., 1993, « Chaos in Ecology: Is Mother Nature a Strange Attractor? », *Annual Review of Ecology and Systematics*, vol. 24, n° 1 : 1-33.

HATTON I. A., MCCANN K. S., FRYXELL J. M., DAVIES T. J., SMERLAK M., SINCLAIR A. R. E., et LOREAU M., 2015, « The predator-prey power law: Biomass scaling across terrestrial and aquatic biomes », *Science*, vol. 349, n° 6252 : aac6284-aac6284.

HAYS S. P., 1959, *Conservation and the gospel of efficiency: the progressive conservation movement, 1890-1920*, Cambridge, Harvard University Press.

HOTTOIS G., 2006, « La technoscience : de l'origine du mot à ses usages actuels », *Recherche en soins infirmiers*, vol. 175 : 24-32.

HUTCHINSON G. E., 1957, « Concluding remarks », *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, vol. 22 : 415-425.

INGOLD T., 2000, « Culture, nature et environnement : steps to an ecology of life », *in The Perception of the Environment. Essays on Livelihood, Dwelling and Skill*, Routledge. Traduction de Pierre Madelin : 13-26.

JAX K., JONES C. G., et PICKETT S. T. A., 1998, « The Self-Identity of Ecological Units », *Oikos*, vol. 82, n° 2 : 253.

JIANG L., PU Z., et NEMERGUT D. R., 2008, « On the importance of the negative selection effect for the relationship between biodiversity and ecosystem functioning », *Oikos*, vol. 117, n° 4 : 488-493.

JIMÉNEZ-VALVERDE A., LOBO J. M., et HORTAL J., 2008, « Not as good as they seem: The importance of

concepts in species distribution modelling », *Diversity and Distributions*, vol. 14, n° 6 : 885-890.

JOHNS D., 2014, « With Friends Like These, Wildeness and Biodiversity Do Not Need Enemies », *in* G. Wuerthner, E. Crist, et T. Butler (dir.), *Keeping the wild: against the domestication of earth*, Island Press : 31-44.

JOHNS D. et DELLASALA D. A., 2017, « Caring, killing, euphemism and George Orwell: How language choice undercuts our mission », *Biological Conservation*, vol. 211 : 174-176.

KAREIVA P., MARVIER M., et LALASZ R., 2012, « Conservation in the Anthropocene », *The breakthrough Institute*.

KÉFI S., MIELE V., WIETERS E. A., NAVARRETE S. A., et BERLOW E. L., 2016, « How Structured Is the Entangled Bank? The Surprisingly Simple Organization of Multiplex Ecological Networks Leads to Increased Persistence and Resilience », *PLoS Biology*, vol. 14, n° 8 : 1-21.

KELMELIS J. A. et SNOW M., 1991, « Proceedings of the U.S. Geological Survey Global Change Research Forum », *Circular 1086*, n° 1 : 1-5.

KINGSLAND P. S. E., 2005, *The Evolution of American Ecology, 1890-2000*, Baltimore, The Johns Hopkins University Press.

KITCHIN R., 2014, « Big Data, new epistemologies and paradigm shifts », *Big Data & Society*, vol. 1, n° 1 : 205395171452848.

KOHLER R., 2002, *Landscapes & Labscapes: Exploring the Lab-Field Border in Biology*, Chicago, The University of Chicago Press.

KUUSSAARI M., BOMMARCO R., HEIKKINEN R. K., HELM A., KRAUSS J., LINDBORG R., ÖCKINGER E., PÄRTEL M., PINO J., RODÀ F., STEFANESCU C., TEDER T., ZOBEL M., et STEFFAN-DEWENTER I., 2009, « Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation », *Trends in ecology & evolution*, vol. 24, n° 10 : 564-571.

KWA C., 1987, « Representations of Nature Mediating between Ecology abd Science Policy: The case of the International Biological Programme », *Social Studies of Science*, vol. 17 : 413-442.

———, 2005a, « Interdisciplinarity and Postmodernity in the Environmental Sciences », *History and Technology*, vol. 21, n° 4 : 331-344.

———, 2005b, « Local Ecologies and Global Science: Discourses and Strategies of the International Geosphere-Biosphere Programme », *Social Studies of Science*, vol. 35, n° 6 : 923-950.

LAFAYE C. et THEVENOT L., 1993, « Une justification écologique ? Conflits dans l'aménagement de la nature », *Revue française de sociologie*, vol. 34, n° 4 : 195-524.

LARRÈRE C. et LARRÈRE R., 2015, *Penser et agir avec la nature*, Paris, La Découverte.

LATOUR B., 1989, *La science en action. introduction à la sociologie des sciences*, Paris, La Découverte.

———, 2004, *Politiques de la nature. Comment faire entrer les sciences en démocratie*, Paris, La Découverte.

———, 2006, « Sur un livre d'Etienne Souriau : Les Différents modes d'existence », *En Ligne* : 1-36.

———, 2007, *L'espoir de Pandore : Pour une version réaliste de l'activité scientifique*, Paris, La Découverte.

———, 2008, « Pour un dialogue entre science politique et science studies », *Revue française de science politique*, vol. 58, n° 4 : 657.

———, 2012, *Enquête sur les modes d'existence. Une anthropologie des modernes*, Paris, La Découverte.

———, 2015, *Face à Gaïa*, Paris, La Découverte.

LAURANS Y., RANKOVIC A., BILLÉ R., PIRARD R., et MERMET L., 2013, « Use of ecosystem services economic valuation for decision making: Questioning a literature blindspot », *Journal of Environmental Management*, vol. 119 : 208-219.

LAWRENCE A., 2006, « "No personal motive?" Volunteers, Biodiversity, and the false dichotomies of participation », *Ethics, Place and Environment*, vol. 9, n° 3 : 279-298.

LEONELLI S., 2011, « Packaging Small Facts for Re-Use: Databases in Model Organism Biology », *in* P. Howlett et M. S. Morgan (dir.), *How well do facts travel? The dissemination of reliable knwoledge*, Cambridge University Press. : 325-348.

———, 2014, « What difference does quantity make? On the epistemology of Big Data in biology », *Big Data & Society*, vol. 1, n° 1 : 205395171453439.

LEOPOLD A., 1933, *Game management*, Madison, The University of Wisconsin Press.

———, 1949, *Almanach d'un comte des sables*, 2000e éd., Paris, Flammarion.

LEVIN S. A., 1991, « The Mathematics of Complex Systems », *in* H Mooney, E Medina, D.W Schindler, E.D Schulze, et B Walker (dir.), *Ecosystem Experiments Scope 45*, John Wiley & Sons : 215-226.

———, 1992, « The Problem of Pattern and Scale in Ecology: The Robert H. MacArthur Award Lecture », *Ecology*, vol. 73, n° 6 : 1943.

LIMOGES C., 1972, *L'équilibre de la nature, textes traduits par Bernard Jasmin, introduits et annotés par Camille Limoges*, Paris, Vrin.

LINNÉ C. von, 1762, « The Oeconomy of Nature », *in Miscellaneous Tracts Relating to Husbandry and Physick*, New York, Pantheon Books : 39-129.

LOEVE S. et BENSAUDE-VINCENT B., 2018, « Marché Carbone », *in Carbone-Ses vies, ses oeuvres*, Paris, Seuil.

LOH J., GREEN R. E., RICKETTS T., LAMOREUX J., JENKINS M., KAPOS V., et RANDERS J., 2005, « The Living Planet Index: using species population time series to track trends in biodiversity », *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 360, n° 1454 : 289-295.

LOMOLINO M., 2001, « yet protean pattern : most general , Ecology ' s relationship the species-area », *Journal of Biogeography*, vol. 27, n° 1 : 17-26.

LOREAU M., NAEEM S., INCHAUSTI P., BENGTSSON J., GRIME J. P., HECTOR A., HOOPER D. U., HUSTON M. A., RAFFAELLI D., SCHMID B., TILMAN D., et WARDLE D. A., 2001, « Ecology: Biodiversity and

ecosystem functioning: Current knowledge and future challenges », *Science*, vol. 294, n° 5543 : 804-808.

LOVELOCK J., 2003, « The living Earth », *Nature*, vol. 426, n° 6968 : 769-770.

MAHRANE Y., 2015, « L'écologie. Connaître et gouverner la nature », *in Histoire des sciences et des savoirs, t. 3. Le siècle des technosciences*, Paris, Seuil : 275-295.

MALDONADO C., MOLINA C. I., ZIZKA A., PERSSON C., TAYLOR C. M., ALBÁN J., CHILQUILLO E., RØNSTED N., et ANTONELLI A., 2015, « Estimating species diversity and distribution in the era of Big Data: To what extent can we trust public databases? », *Global Ecology and Biogeography*, vol. 24, n° 8 : 973-984.

MARIS V., 2014, *Nature à vendre*, Quae.

MARON M., BULL J. W., EVANS M. C., et GORDON A., 2015a, « Locking in loss: Baselines of decline in Australian biodiversity offset policies », *Biological Conservation*, vol. 192 : 504-512.

MARON M., HOBBS R. J., MOILANEN A., MATTHEWS J. W., CHRISTIE K., GARDNER T. A., KEITH D. A., LINDENMAYER D. B., et MCALPINE C. A., 2012, « Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies », *Biological Conservation*, vol. 155 : 141-148.

MARON M, GORDON A, POSSINGHAM H.P, et WATSON J.E.M, 2015b, « Stop misuse of biodiversity offsets », *Nature*, vol. 523 : 401-403.

MASUTTI C., 2012, *Les faiseurs de pluie. Dust Bowl, écologie et gouvernement (Etats-Unis, 1930-1940)*, Creative Commons By-SA. http://creativecommons.org/license/by-sa/2.0/fr/.

MATHEWS F., 2016, « From biodiversity-based conservation to an ethic of bio-proportionality », *Biological Conservation*, vol. 200 : 140-148.

MAUER M., 2013, « Michel Foucault à l'épreuve du pouvoir : vie, sujet, résistance », *in Michel Foucault : A l'épreuve du pouvoir*, Villeneuve-d'Ascq, Presses universitaires du Septentrion : 29-41.

MAY R. M., 1973, *Stability and Complexity in Model Ecosystems*, Princeton, Princeton University Press.

MCAFEE A. et BRYNJOLFSSON E., 2012, « Big Data », *Harvard Business Review*, n° October : 60-68.

MÉCHIN A. et PIOCH S., 2016, *Méthode expérimentale pour évaluer rapidement la compensation en zone humide. La méthode MERCIe : principes et applications*, ONEMA, 61 p.

MÉRAL P., 2012, « Le concept de service écosystémique en économie : origine et tendances récentes », *Natures Sciences Sociétés*, vol. 20, n° 1 : 3-15.

MICHENER W. K. et JONES M. B., 2012, « Ecoinformatics: Supporting ecology as a data-intensive science », *Trends in ecology & evolution*, vol. 27, n° 2 : 88-93.

MOONEY H. A., 1988, « Ecologists and the Global Change Program », *Trends in ecology & evolution*, vol. 3 : 4-5.

———, 1998, *The Globalization of Ecological Thought (Excellence in Ecology)*, Oldendorf, International Ecology Institute.

MOONEY H. A., CUSHMAN J. H., MEDINA E., SALA O. E., et SCHULZE E. D., 1996, « The SCOPE ecosystem functioning of biodiversity program », *in* H.A. Mooney, J.H. Cushman, E. Medina, O.E. Sala, et E.D. Schulze (dir.), *Functional roles of biodiversity: a global perspective*, New York, Wiley : 1-6.

MORA C., ROLLO A., et TITTENSOR D. P., 2013, « Comment on "Can we name Earth's species before they go extinct?" », *Science*, vol. 341, n° 6143 : 237.

MORELLI F. et TRYJANOWSKI P., 2016, « The dark side of the "redundancy hypothesis" and ecosystem assessment », *Ecological Complexity*, vol. 28 : 222-229.

MORENO-MATEOS D., MARIS V., BÉCHET A., et CURRAN M., 2015, « The true loss caused by biodiversity offsets », *Biological Conservation*, vol. 192 : 552-559.

MORIZOT B., 2016, *Les dimplomates. cohabiter avec les loups sur une autre carte du vivant.*, Marseille, Wildpoject.

MÜLLER-WILLE S., 2015, « How the Great Chain of Being Fell Apart:Diversity in natural history 1758-1859 », *THEMA. La revue des Musées de la civilisation*, n° 2 : 85-95.

MYERS J. P. et REICHERT J. S., 1997, « Perspectives on Nature's services », *in* Gretchen C. Daily (dir.), *Nature's Services*, Island Press : xvii-xx.

NAEEM S., 1998, « Species redundancy and ecosystem reliability », *Conservation Biology*, vol. 12, n° 1 : 8.

———, 2002, « Ecosystem Consequences of Biodiversity Loss: the evolution of a paradigm », *Ecology*, vol. 83, n° 6 : 1537-1552.

NAEEM S. et LI S., 1997, « Biodiversity enhances ecosystem reliability », *Nature*, vol. 390, n° December : 507-509.

NOON B. R et MCKELVEY K. S, 1996, « Managment of the Spotted Owl: A Case History in Conservation Biology », *Annual Review of Ecology and Systematics*, vol. 27, n° 1996 : 135-162.

NUNES-NETO N., MORENO A., et EL-HANI C. N., 2014, « Function in ecology: An organizational approach », *Biology and Philosophy*, vol. 29, n° 1 : 123-141.

ODUM E. P., 1962, « Relationships between structure and function in the Ecosystem », *9th Annual Meeting of the Ecological Society of Japan* : 108-118.

———, 1969, « The Strategy of Ecosystem Development », *Science*, vol. 164, n° 3877 : 262-270.

———, 1977, « The emergence of ecology as a new integrative discipline », *Science*, vol. 195, n° 4284 : 1289-1293.

OECD, 1993, *Megascience and its background*, OECD.

———, 1999, *Final report of the OECD megascience forum. Working group on biological informatics*, OECD.

———, 2003, *OECD Environmental Indicators. Development, Measurement and Use*, OECD.

PÄRTEL M., SZAVA-KOVATS R., et ZOBEL M., 2011, « Dark diversity: Shedding light on absent species »,

Trends in ecology & evolution, vol. 26, n° 3 : 124-128.

PERCEAU S., 2012, « La voix d'Hélène dans l'épopée homérique : fiction et tradition », *Cahiers « Mondes anciens »*, vol. 3 : 0-20.

PERGA M-E., BRUEL R., RODRIGUEZ L., GUÉNAND Y., et BOUFFARD D., 2018, « Storm impacts on alpine lakes: antecedent weather conditions matter more than the event intensity », *Global Change Biology* : 0-2.

PESCHE D., 2014, « Le Millennium Ecosystem Assessment : anatomie d'une évaluation environnementale globale », *Natures Sciences Sociétés*, vol. 372, n° 2013 : 363-372.

PETERSON M. N., BIRCKHEAD J. L., LEONG K., PETERSON M. J., et PETERSON T. R., 2010, « Rearticulating the myth of human-wildlife conflict », *Conservation Letters*, vol. 3, n° 2 : 74-82.

PETERSON M. N., PETERSON M. J., et PETERSON T. R., 2005, « Conservation and the myth of consensus », *Conservation Biology*, vol. 19, n° 3 : 762-767.

PHILLIPS A., 2009, *Trois capacités négatives*, Paris, Editions de l'Olivier.

PICKETT S. T. A. et WHITE P. S., 1986, *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*, Cambridge, Academic press.

PIELKE R. et KLEIN R. A., 2010, *Presidential Science Advisors: perspectives and reflections on science, policy and politics*, London, Springer.

PIMM S., 1980, « Food web design and the effect of species deletion », *Oikos*, vol. 35 : 139-149.

PIMM S. L., JENKINS C. N., ABELL R., BROOKS T. M., GITTLEMAN J. L., JOPPA L. N., RAVEN P. H., ROBERTS C. M., et SEXTON J. O., 2014, « The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection », *Science*, vol. 344, n° 6187.

PIOCH S., JOHNSTON M. W., VAISSIÈRE A-C., BERGER F., JACOB C., et DODGE R., 2017, « An update of the Visual_HEA software to improve the implementation of the Habitat Equivalency Analysis method », *Ecological Engineering*, vol. 105 : 276-283.

PORTER T. M., 1996, *Trust in Numbers*, Princeton, Princeton University Press.

QUÉTIER F., MOURA C., MENUT T., BOULNOIS R., et RUFRAY X., 2015, « La compensation écologique fonctionnelle : innover pour mieux traiter les impacts résiduels des projets d'aménagements sur la biodiversité », *Science Eaux & Territoires*, vol. 17 : 24-29.

RATCHFORD J. T. et COLOMBO U., 1996, *Megascience. UNESCO World science report*, UNESCO.

REICH P. B., TILMAN D., ISBELL F., MUELLER K., HOBBIE S. E., FLYNN D. F. B., et EISENHAUER N., 2012, « Impacts of Biodiversity Loss Escalate Through Time as Redundancy Fades », *Science*, vol. 336, n° 6081 : 589-592.

REISS J., BRIDLE J. R., MONTOYA J. M., et WOODWARD G., 2009, « Emerging horizons in biodiversity and ecosystem functioning research », *Trends in ecology & evolution*, vol. 24, n° 9 : 505-514.

DE RICKLÈS A. et GAYON J., 2011, « Fonction », *in Les mondes darwiniens*, Syllepse : 177-204.

ROBERTSON M. M., 2000, « No Net Loss: Wetland Restoration and the Incomplete Capitalization of Nature », *Antipode*, vol. 32 : 463-493.

SALZMANN J. et RUHL J. B., 2000, « Currencies and the Commodification of Evironmental Law », *Stanford Law Review*, vol. 53, n° 3 : 607-694.

SARKAR I. N., 2009, « Biodiversity informatics: the emergence of a field », *BMC bioinformatics*, vol. 10 Suppl 1, n° Suppl 14 : S1.

SARRAZIN F. et LECOMTE J., 2016, « Evolution in the Anthropocene », *Science*, vol. 351, n° 6276 : 922-923.

SCHEFFER M., CARPENTER S., FOLEY J. A., FOLKE C., et WALKER B., 2001, « Catastrophic shifts in ecosystems », *Nature*, vol. 413, n° 6856 : 591-596.

SCHULP C. J. E., THUILLER W., et VERBURG P. H., 2014, « Wild food in Europe: A synthesis of knowledge and data of terrestrial wild food as an ecosystem service », *Ecological Economics*, vol. 105 : 292-305.

SCHULZE E. D. et MOONEY H. A., 1994, *Biodiversity and Ecosystem Function*, New York, Springer.

SCHWARTZ M. W., BRIGHAM C. A., HOEKSEMA J. D., LYONS K. G., MILLS M. H., et VAN MANTGEM P. J., 2000, « Linking biodiversity to ecosystem function: implications for conservation ecology », *Oecologia*, vol. 122, n° 3 : 297-305.

SCHWARZ A. et NORDMANN A., 2011, « The Political Economy of Technoscience », *in Science in the context of application*, Springer : 317-336.

SEPKOSKI J. J., 1998, « Rates of speciation in the fossil record », *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 353, n° 1366 : 315-326.

SHAVIT A. et GRIESEMER J., 2011, « Transforming Objects into Data: How Minute Technicalities of Recording "Species Location" Entrench a Basic Challenge for Biodiversity », *in* Martin Carrier et Alfred Nordmann (dir.), *Science in the context of application*, Springer : 169-197.

SIMBERLOFF D., 2014, « The '' Balance of Nature '' - Evolution of a Panchreston », *PLoS biology*, vol. 12, n° 10 : 10-13.

SIMONDON G., 1989, *Du mode d'existence des objets techniques*, Paris, Aubier.

SLOTA S. et BOWKER G. C., 2015, « On the value of 'useless data': Infrastructures, biodiversity, and policy », *iConference*.

SNB, 2011, *Stratégie nationale pour la biodiversité 2011-2020*, https://www.cbd.int/doc/strategic-plan/2011-2020/Aichi-Targets-FR.pdf, 1-60 p.

SOULÉ M. E., 1985, « What is conservation biology? », *BioScience*, vol. 35, n° 11 : 727-734.

SOULÉ M. E. et WICOX B. A., 1980, *Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective*, Sunderland, Sinauer Associates.

SOURIAU E., 2009, *Les différents modes d'existence*, 1949e éd., Paris, Presse Universitaire de France.

SPASH C. L., 2015, « Bulldozing biodiversity: The economics of offsets and trading-in Nature », *Biological*

Conservation.

SRIRAM K., GANESH L. S., et MADHUMATHI R., 2013, « Inferring principles for sustainable development of business through analogies from ecological systems », *IIMB Management Review*, vol. 25, n° 1 : 36-48.

STEFFEN W., PERSSON Å., DEUTSCH L., ZALASIEWICZ J., WILLIAMS M., RICHARDSON K., CRUMLEY C., CRUTZEN P., FOLKE C., GORDON L., MOLINA M., RAMANATHAN V., ROCKSTRÖM J., SCHEFFER M., SCHELLNHUBER H. J., et SVEDIN U., 2011, « The anthropocene: From global change to planetary stewardship », *Ambio*, vol. 40, n° 7 : 739-761.

STENGERS I., 2013, *Une autre science est possible ! Manifeste pour un ralentissement des sciences*, Paris, La Découverte.

STENGERS I. et BENSAUDE-VINCENT B., 2003, *100 mots pour commencer à penser les sciences*, Paris, Seuil.

STEVENS H., 2013, *Life Out of Sequence: A Data-Driven History of Bioinformatics*, Chicago, University of Chicago Press.

STEWART I., 1995, *La Nature et les Nombres*, Paris, Hachette.

STRASSER B. J., 2012a, « Data-driven sciences: From wonder cabinets to electronic databases », *Studies in History and Philosophy of Science Part C :Studies in History and Philosophy of Biological and Biomedical Sciences*, vol. 43, n° 1 : 281-289.

———, 2012b, « Collecting Nature: Practices, Styles, and Narratives », *Osiris*, vol. 27, n° 1 : 303-340.

SUPIOT A., 2015, *La gouvernance par les nombres*, Paris, Fayard.

TAKACS D., 1996, *The Idea of Biodiversity: Philosophies of Paradise*, Baltimore, Johns Hopkins University Press.

TANSLEY A. G., 1935, « The Use and Abuse of Vegetational Concepts and Terms », *Ecology*, vol. 16, n° 3 : 284-307.

TAYLAN F., 2018, *Mésopolitique. Connaître, théoriser et gouverner les mileiux de vie (1750-1900)*, Paris, Editions de la sorbonne.

TEEB, 2008, *The Economics of Ecosystems & Biodiversity: An interim report*.

———, 2010, *Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB*, 1-39 p.

TERRASSON F., 1988, *La peur de la nature : au plus profond de notre inconscient, les vraies causes de la destruction de la nature*, Paris, Sang de la terre.

THÉVENOT L., 1986, « Les investissements de forme », *Conventions Economiques* : 21-71.

TILMAN D., ISBELL F., et COWLES J. M., 2014, « Biodiversity and Ecosystem Functioning », *Annual Review of Ecology and Systematics*, vol. 45 : 471-493.

TØNNESSEN M., 2009, « Umwelt transitions: Uexküll and environmental change », *Biosemiotics*, vol. 2, n° 1 : 47-64.

TREGIDGA H., 2013, « Biodiversity offsetting: Problematisation of an emerging governance regime », *Accounting, Auditing and Accountability Journal*, vol. 26, n° 5 : 806-832.

TURNHOUT E. et BOONMAN-BERSON S., 2011, « Databases, scaling practices, and the globalization of biodiversity », *Ecology and Society*, vol. 16, n° 1.

TURNHOUT E., DEWULF A., et HULME M., 2016, « What does policy-relevant global environmental knowledge do? The cases of climate and biodiversity », *Current Opinion in Environmental Sustainability*, vol. 18 : 65-72.

TURNHOUT E., NEVES K., et DE LIJSTER E., 2014, « "Measurementality" in biodiversity governance: Knowledge, transparency, and the intergovernmental science-policy platform on biodiversity and ecosystem services (ipbes) », *Environment and Planning A*, vol. 46, n° 3 : 581-597.

UEXKÜLL J. von, 1934, *Mondes animaux et monde humain suivi de La théorie de la signification*, TraductionParis, Denoël.

USGPO, 1990, « United States Government Printing Office (USGPO) », *in Book I: January 20th to June 30th, 1989*, Washighton D.C., Office of the Federal Register.

VIDAL F. et DIAS N., 2015, « The Endangerment Sensibility », *Max Planck Institute for the History of Science*.

VIOLLE C., NAVAS M. L., VILE D., KAZAKOU E., FORTUNEL C., HUMMEL I., et GARNIER E., 2007, « Let the concept of trait be functional! », *Oikos*, vol. 116, n° 5 : 882-892.

VITOUSEK P. M. et HOOPER D. U., 1994, « Biological Diversity and Terrestrial Ecosystem Biogeochemistry », *in Biodiversity and Ecosystem Function* : 3-14.

WALKER B. H., 1992, « Biodiversity and Ecological Redundancy », *Conservation biology*, vol. 6 : 18-23.

WATSON R. T., 2005, « Turning science into policy: challenges and experiences from the science-policy interface », *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 360, n° 1454 : 471-477.

WILSON E. O., 1985, « The Biological Diversity Crisis », *BioScience*, vol. 35, n° 11 : 700-706.

———, 1988, *Biodiversity*, Washighton D.C., The National Academies Press.

WISE N. M., 1988, « Mediating Machines », *Science in Context*, vol. 2, n° 1 : 77-113.

WORSTER D., 1990, « The ecology of order and chaos », *Environmental History Review*, vol. 14, n° 1 : 1-18.

WU J. et LOUCKS O., 1995, « From balance of nature to hierarchical patch dynamics: a paradigm shift in ecology », *The Quarterly Review of Biology*, vol. 70, n° 4 : 439-466.

RÉSUMÉ

L'état et le devenir de la diversité biologique préoccupent la science et la politique depuis près d'un demi-siècle. Dans ce travail, nous questionnons le modèle linéaire en vigueur qui suppose que la recherche scientifique décrit une réalité objective sur laquelle la politique peut s'appuyer pour formuler des décisions éclairées sur la « crise de la biodiversité ». En adaptant l'hypothèse foucaldienne de biopouvoir, nous montrons qu'un régime de savoir-pouvoir de type technoscientifique se déploie sous la forme de prises en charge du vivant. Nous étudions les multiples traductions dont la diversité biologique fait l'objet lors de sa quantification, sa mise en relation avec le fonctionnement des écosystèmes, et le calcul d'équivalences écologiques. Dans chacune de ces étapes, nous décrivons les transformations ontologiques de la biodiversité impliquées et la manière dont science et politique coproduisent un dispositif de maîtrise de la nature. Ces prises en charge partagent la propriété de reconfigurer l'espace-temps endogène aux entités écologiques pour qu'il devienne compatible avec des préoccupations anthropocentrées. Ces reconfigurations produisent des résistances multiples et ignorent l'*oikos* de la biodiversité dont nous soulignons les caractéristiques à partir de l'héritage de Ernst Haeckel et de Jacob von Uexküll. Nous concluons que les recherches des conditions et des modes d'existence de la biodiversité peuvent servir de base à une « écologie de la biodiversité » conçue comme contre-dispositif non anthropocentré. Ce travail propose d'ouvrir une réflexion sur la manière dont la crise écologique bouscule les catégories d'espace, de temps et d'environnement.

Mots clés : Biodiversité, Écologie, Foucault, Pouvoir, Technoscience

ABSTRACT

The state and fate of biological diversity is a matter of scientific and political concern for half a century. In this thesis, we explain how the articulation between knowledge and power contributes to the understanding and policy dedicated to handle this ecological crisis. By adapting the foucaldian hypothesis of biopower, we show how a technoscientific regime is built upon a "dispositif" meant to control the heterogeneity and unpredictability of nature. We study the successions of multiple traductions of biodiversity during its quantification, functionalization and the construction of ecological equivalence. In each of these steps, we describe the ontological transformations of biodiversity involved and how science and policy co-produce a strategical device for controlling biodiversity. The consequence of these transformations is the replacement of endogenous spatial and temporal frames of ecological entities by an exogenous temporality and spatiality, compatible with anthropocentric concerns. We show that these reconfigurations produce multiple resistances but ignore the specificities of what we call the *oikos* of biodiversity. We conclude that studying the conditions and modes of existence of biodiversity can serve as a basis for the construction of a non-anthropocentric counter-biopower.

Keywords : Biodiversity, Ecology, Foucault, Power, Technoscience