

Développement et biodiversité :

comment négocier le tournant environnemental ?

Sous la direction de
Laurent MERMET (AgroParisTech)
et Tiphaine LEMÉNAGER (AFD)

Développement et biodiversité : comment négocier le tournant environnemental ?

Sous la direction de

Laurent MERMET (AgroParisTech)
et Tiphaine LEMÉNAGER (AFD)

Recherches

Créée en 2010 par l'AFD, cette série présente des travaux de recherche initiés et pilotés par l'Agence. Ils témoignent du rôle important qu'elle entend jouer dans les débats scientifiques et publics sur le développement.

Retrouvez toutes nos publications sur <http://librairie.afd.fr>

Précédentes publications de la collection :

Le financement de l'enseignement supérieur en Méditerranée – Cas de l'Égypte, du Liban et de la Tunisie
Financing Higher Education in the Mediterranean Region – The Case of Egypt, Lebanon and Tunisia

Services d'eau et secteur privé dans les pays en développement – Perceptions croisées et dynamique des réflexions

L'économie politique de la décentralisation dans quatre pays d'Afrique subsaharienne – Burkina Faso, Sénégal, Ghana et Kenya

[Avertissement]

Les analyses et conclusions de ce document sont formulées sous la responsabilité de ses auteurs. Elles ne reflètent pas nécessairement le point de vue de l'AFD ou de ses institutions partenaires.

Directeur de la publication :

Anne PAUGAM

Directeur de la rédaction :

Alain HENRY



Conception et réalisation : Ferrari / Corporate – Tél. : 01 42 96 05 50 – J. Rouy / Coquelicot
Imprimé en France par : Imprimerie de la Centrale LENS

Remerciements

Cet ouvrage présente une grande partie des résultats d'un programme de recherche portant sur la prise en charge de la biodiversité au sein de l'aide au développement. Impulsé, financé et encadré par l'Agence Française de Développement (AFD), il a duré quatre ans, de 2010 à 2014. Ses contributeurs directs et indirects sont nombreux et sans pouvoir tous les citer, nous voulons tous les remercier.

Nous remercions en particulier ceux qui, à l'AFD, ont soutenu ce programme et notamment Alain Henry et Cyrille Bellier, prenant la suite de Robert Peccoud et Véronique Sauvat.

Si la biodiversité est aujourd'hui un thème porté par l'Agence, c'est pour bonne part grâce aux efforts et à l'engagement dans la durée de certains de ses agents. Leur expérience a stimulé et alimenté les recherches présentées ici. Nous remercions notamment Jean-Yves Grosclaude, Alexis Bonnel, Catherine Garreta, Jean-Noël Roulleau, Jean-Luc François, Gilles Kleitz, Karen Colin de Verdière, Guillaume Chiron, Constance Corbier-Barthaux, Frédérique Willard, Corentin Janot et Julien Calas.

L'intérêt des recherches du programme vient aussi du fait qu'elles ont pu nouer puis bénéficier de partenariats fructueux. Citons en particulier l'unité « exécutive environnement » et l'unité « gestion environnementale des écosystèmes et forêts tropicales » (GEEFT) d'AgroParisTech, la *Smith School of Enterprise and the Environment* de l'université d'Oxford, le Centre de sociologie des organisations (CSO) de Sciences Po, le Centre de sociologie de l'innovation (CSI) de MinesParisTech, le Centre des sciences de la conservation (CESCO) du Muséum national d'histoire naturelle, l'*African Wildlife Foundation* (AWF) et l'*International Institute for Environment and Development* (IIED).

Le programme a, enfin, bénéficié des travaux de l'Institut du développement durable et des relations internationales (Iddri) et d'échanges répétés avec les équipes du ministère des Affaires étrangères qui traitent des dossiers de biodiversité.

Sommaire

Introduction générale 7

Laurent MERMET et Tiphaine LEMÉNAGER

Première partie

Panorama des enjeux stratégiques sous-jacents au tournant environnemental 19

- 1.1. Les organisations publiques d'aide au développement en prise avec la dialectique environnement-développement
Tiphaine LEMÉNAGER, Aurélie AHMIM-RICHARD et Laurent MERMET 23
- 1.2. Le tournant environnemental : qui porte le changement et comment ?
Laurent MERMET et Tiphaine LEMÉNAGER 45
- 1.3. ONG d'environnement et organisations publiques d'aide au développement :
pression critique, collaboration ou prestation de service ?
Fanny GUILLET et Tiphaine LEMÉNAGER 65
- 1.4. La gestion durable des forêts : un concept et des dispositifs de gestion qui limitent
la prise en charge des enjeux de biodiversité
Maya LEROY, Géraldine DERROIRE, Jérémy VENDE et Tiphaine LEMÉNAGER 87
- 1.5. Des principes agroécologiques à leur mise en pratique :
quelle efficacité environnementale en Zambie ?
Véra EHRENSTEIN et Tiphaine LEMÉNAGER 107

Deuxième partie

Quels outils d'intervention mobiliser en faveur du tournant environnemental ? 133

- 2.1. Plus qu'une simple addition : quelle complémentarité environnementale
entre aires protégées publiques, privées et communautaires ?
Delphine MALLERET-KING, Joanna ELIOTT, Helen GIBBONS,
Anthony KING † et Tiphaine LEMÉNAGER 137
- 2.2. L'efficacité d'une ligne de crédit environnementale en Égypte :
synergies entre incitation marchande et réglementation contraignante
Damien KRICHEWSKY et Tiphaine LEMÉNAGER 161
- 2.3. Les paiements pour services environnementaux :
simplicité trompeuse de l'outil, hétérogénéité fondamentale des situations
Tiphaine LEMÉNAGER et Yann LAURANS 183
- 2.4. Comment appréhender la pertinence et l'efficacité des outils économiques
pour la biodiversité
Laurent MERMET 203

Troisième partie

De quels outils de pilotage se doter pour favoriser le tournant environnemental ? 225

- 3.1. Évaluation économique des services écosystémiques pour les bailleurs de l'aide au développement : les usages théoriques attendus masquent le potentiel réel d'utilisation
Yann LAURANS et Alexander HADDAD 222
- 3.2. Un outil « stratégique » sans acteurs et sans contextualisation : l'impasse du triage
Raphaël BILLÉ 251
- 3.3. Les évaluations comme levier pour intégrer la biodiversité ?
Le cas du Fonds de partenariat pour le carbone forestier
Karine BELNA 271
- 3.4. Comptabiliser le financement de la biodiversité dans l'aide publique au développement : un casse-tête technique, politique et organisationnel
Tiphaine LEMÉNAGER 299

Conclusion générale 325

Laurent MERMET et Tiphaine LEMÉNAGER

Présentation des auteurs 351

Liste des sigles et abréviations 358

Introduction générale

Laurent MERMET, Tiphaine LEMÉNAGER

Contexte

Comme pour l'ensemble des grands défis environnementaux contemporains, l'avenir de la biodiversité dépend étroitement des trajectoires et des politiques de développement. Sans inflexions profondes, sans transformations réelles des dynamiques de développement en cours (notamment en ce qui concerne l'agriculture, la gestion de la forêt ou bien encore l'exploitation des ressources marines), il ne sera pas possible d'enrayer l'érosion de la biodiversité, un objectif pourtant fondamental et plébiscité à toutes les échelles d'action tant par les acteurs du développement que par ceux défendant plus spécifiquement l'environnement (UN, 2000 ; MEA, 2005 ; CDB, 2010).

Parmi les acteurs concernés, les opérateurs de l'aide au développement – et en particulier les agences publiques de financement de cette aide – sont donc appelés à examiner et à réorienter leurs actions au regard de leurs impacts sur la biodiversité. Changements dans leurs orientations, dans le type de programmes qu'ils soutiennent, dans les sauvegardes environnementales qu'ils se donnent..., le défi est incontestablement ambitieux. Il l'est particulièrement compte tenu de l'ampleur et de la diversité des territoires concernés, des masses financières en jeu, de la puissance des secteurs économiques impliqués, des forces politiques en présence dans un contexte où les choix relèvent largement des États, sans oublier les difficultés que soulève tout projet de changement et d'évolution de grandes organisations telles que les agences d'aide au développement qui emploient plusieurs centaines de personnes chacune.

Au cours des quinze dernières années, ces organismes ont pu appréhender la nature et la mesure de ce défi et ce, non sans heurts. Comme le souligne l'un des anciens directeurs de l'Agence Française de Développement (AFD), « *la problématique de la durabilité, de l'environnement et du développement, nous l'avons progressivement apprise à la dure, dans la peine, dans la souffrance et dans les contradictions* » (Severino, 2010). Aujourd'hui, l'ensemble des grandes agences publiques du financement de l'aide au développement, qu'elles soient multilatérales ou bilatérales, ont adopté le développement durable comme orientation majeure de leur mission et affichent une attention aux problématiques d'environnement (cf. encadré 1 en fin d'introduction).

Les agences publiques de financement du développement se sont donc engagées officiellement à porter plus d'attention aux enjeux environnementaux et, donc, à relever le défi énoncé *supra*. Par leurs engagements institutionnels, mais aussi par les préoccupations environnementales portées par une part croissante de leur personnel, ainsi que par l'expression des attentes de certains de leurs partenaires, de l'opinion publique et des pouvoirs publics, ces institutions ont amorcé un certain tournant environnemental. Toutes possèdent à présent un portefeuille de financements de projets à vocation environnementale, toutes ont adopté des procédures visant à réduire de manière transversale l'impact environnemental et social de l'ensemble de leurs activités, et toutes consacrent une part de leurs ressources humaines à gérer ces enjeux (Leménager *et al.*, 2012).

Problématique et méthodologie

Mais vers quelle destination et de quelle ampleur le tournant est-il attendu et nécessaire ? Compte tenu des enjeux environnementaux qui ne cessent de croître, et malgré l'amorce du tournant environnemental qui semble avoir été engagé ces dernières années, comment le prendre de manière plus efficace ? Grâce à quels types d'outils, alors que l'on mesure la difficulté de parvenir à impulser des changements (fragilité de l'innovation, force des inerties ou des résistances au changement) à toutes les échelles de l'action de l'aide publique au développement, depuis le projet de développement local jusqu'aux politiques nationales et internationales de développement ?

L'AFD, directement concernée par ces questions et soucieuse de participer à leur résolution, a conduit de 2009 à 2014 un programme de recherche sur la biodiversité et la gestion durable des ressources naturelles. Ce dernier s'est décliné en une série de projets de recherche pluridisciplinaires dont les résultats constituent la matière du présent ouvrage. Au-delà de la variété des dossiers, des outils et des terrains abordés, tous ces projets suivent un même fil conducteur : pour éclairer utilement l'action en faveur de la biodiversité, il ne suffit pas d'affirmer des engagements volontaristes et de faire un effort de rationalisation de l'action (c'est-à-dire de définir des objectifs environnementaux et des moyens pour y parvenir, les mettre en œuvre et, au final, évaluer les résultats obtenus). Pour paraphraser une formule de Crozier (1979), on ne prendra pas le tournant environnemental (seulement) par décret. Il est également nécessaire d'accorder une attention aiguë aux facteurs politiques et organisationnels qui conditionnent l'action concrète et son éventuel succès.

Le tournant environnemental serait en effet une formule trompeuse si elle induisait l'idée d'un but clair, d'un pilotage donné, de leviers évidents d'action sur la direction

prise (volant de la voiture, barre du bateau), en d'autres termes : de la maîtrise d'une trajectoire par un décideur agissant. Ces logiques d'action linéaires ne sont pas propres à l'image du tournant. Elles sont présentes bien au-delà dans l'ensemble des discussions traitant de problèmes contemporains d'environnement et de développement. On les retrouve plus précisément à chaque fois que la discussion s'organise autour d'objectifs à atteindre, d'un problème à résoudre et du choix d'un outil pour y parvenir.

Pourtant, d'innombrables travaux en sciences sociales depuis les années 1950 (et notamment en sociologie des organisations ou en sociologie des politiques publiques) montrent à quel point ce modèle rationnel est éloigné de la réalité des processus de décision et d'action qui sont à l'œuvre dans l'action collective, et en particulier dans des domaines aussi complexes et controversés que l'environnement et le développement. Ces travaux mettent en avant deux autres approches de l'action, tout aussi décisives pour comprendre et conduire cette dernière : (i) le modèle « politique » présente la décision et l'action collective comme résultant des multiples pressions, interactions et négociations mises en œuvre entre des acteurs aux visions du monde et aux intérêts différents, dans le cadre de processus politiques au sens large (*i.e.* qui reposent en partie sur des controverses publiques et où la répartition et l'articulation des pouvoirs sont inséparables des solutions apportées aux problèmes) ; (ii) le modèle « organisationnel » présente, quant à lui, la décision et l'action collectives comme résultant avant tout des règles, des procédures et des routines qui constituent une part fondamentale de l'action des organisations (dans cette perspective, la compatibilité avec les normes et le fonctionnement habituels de l'organisation constitue un aspect fondamental de la décision).

Les contrastes et les tensions sont si grands entre ces trois dimensions de la décision et de l'action (rationnelle, politique et organisationnelle) qu'il est très tentant d'adopter des logiques de rejet réciproque. Il nous semble que la littérature portant sur les défis contemporains de la biodiversité reflète bien cette tentation, partagée selon deux courants. Le premier (qui domine le traitement de la biodiversité par les sciences sociales) est ponctué de textes critiques qui, centrés sur le politique et l'organisationnel, tendent à rejeter l'idée même (et la volonté concrète) de régler de manière explicite, active, délibérée, les problèmes de biodiversité soulevés par le mouvement environnemental et nombre de scientifiques. Le second (qui domine les sciences de la conservation et les textes liés à l'action publique) travaille sans relâche à consolider une logique scientifique, technique, d'expertise, et de volontarisme juridique, sans se mêler des aspects politiques et organisationnels. Non pas qu'il les ignore : la plupart de ses tenants ne sont pas aveugles aux forces politiques et organisationnelles qui frustreront si souvent leurs attentes de décisions et d'actions favorables à la biodiversité.

Mais ils estiment avoir peu de prises sur elles et misent donc sur l'espoir que la force propre des raisonnements scientifiques, techniques et juridiques leur apporte la ressource, l'influence ou le contrepoids qui sera au final le plus utile.

Le principe commun des travaux de recherche présentés dans le présent ouvrage est de refuser l'enfermement dans cette alternative. Ils affichent l'adhésion à des objectifs de conservation de la biodiversité fondés en raison, posés en normes collectives, et déclinés en programmes d'action finalisés. Et en même temps, ils insistent sur le fait que tout programme d'action doit se concevoir et être mis en œuvre dans des situations et des systèmes réels où les dynamiques politiques et organisationnelles sont décisives. Tous les travaux réunis ici partagent la volonté de proposer des perspectives, des analyses qui aident à atteindre les objectifs de biodiversité du tournant environnemental en se donnant les moyens de définir une action non pas pensée dans le cadre d'une rationalité collective imaginaire, mais conçue dès le départ pour fonctionner dans les contextes politiques et organisationnels réels du développement. En d'autres termes : toute action visant à mettre en œuvre le tournant environnemental doit être pensée à la fois dans une perspective de conduite rationnelle de l'action publique environnementale, dans une perspective de compréhension et de gestion des jeux et enjeux de pouvoirs qui s'y déploient, et dans une perspective qui donne leur pleine importance aux aspects organisationnels de la conception et de la mise en œuvre de l'action. En s'astreignant à cet effort sur les problèmes divers qu'ils traitent, les textes de l'ouvrage permettent d'esquisser une conception plus précise et plus réaliste des stratégies nécessaires à la mise en œuvre du tournant environnemental. S'ils visent à éclairer plus particulièrement l'enjeu environnemental que représente la lutte contre l'érosion de la biodiversité, les diverses clés de lecture proposées s'avèrent tout aussi éclairantes pour analyser et comprendre les enjeux stratégiques sous-jacents à la prise en charge d'autres enjeux environnementaux.

Présentation générale de l'ouvrage

Pour appuyer et développer ces réflexions, treize textes composent cet ouvrage. Ils sont répartis en trois parties, abordant successivement (1) le cadre général et les enjeux sous-jacents au tournant environnemental, puis (2) les outils d'intervention pouvant être mobilisés par les opérateurs de l'aide au développement pour changer l'action et, enfin, (3) les outils de pilotage organisationnel dont ils disposent pour guider et évaluer leur engagement environnemental.

Les cinq textes de la première partie présentent un cadrage d'ordre général qui permet d'envisager sous un angle stratégique les principaux enjeux sous-jacents à

la dialectique environnement-développement, au sein de laquelle le tournant environnemental doit être mis en œuvre. Nous présentons ainsi tout d'abord (1.1) la dialectique qui caractérise la relation environnement-développement, les visions pluralistes qui s'articulent autour d'elle et, enfin, les tensions qui en résultent à toutes les échelles de l'action. L'importance de considérer d'une part une affirmation claire des objectifs environnementaux et, d'autre part, les jeux d'acteurs au sein desquels prend place cette dialectique est alors approfondie (1.2). Les auteurs étudient alors plus en détail (1.3) le rôle que peuvent jouer les organisations non gouvernementales (ONG) d'environnement vis-à-vis de la problématique posée. Deux textes, l'un sur la gestion durable des forêts (1.4) et l'autre sur l'agroécologie (1.5), montrent, enfin, que l'action des opérateurs de l'aide au développement suit des doctrines de gestion environnementale ou de politique publique génériques et instituées (le plus souvent, depuis trente ans, des doctrines dites « intégrées »). Il s'agit ici de les analyser afin de voir si elles permettent effectivement de provoquer des changements en faveur de l'environnement.

Une fois posées ces approches sur le cadrage et les enjeux sous-jacents au tournant environnemental, les quatre textes de la seconde partie proposent de s'intéresser plus particulièrement aux outils d'interventions qui peuvent être mobilisés par les opérateurs de l'aide au développement pour mettre en œuvre le changement en faveur de l'environnement. La question est ici de voir si (comme cela semble souvent postulé dans le champ de l'environnement), en changeant les instruments, on peut effectivement changer l'action et les résultats de l'action, et de comprendre à quelles conditions c'est éventuellement le cas. Le premier texte (2.1) aborde ainsi l'outil de référence en matière de conservation de la biodiversité : les aires protégées. Les suivants se tournent vers des outils dits « innovants », comme les lignes de crédits environnementales (2.2), les paiements pour services environnementaux (PSE, 2.3) et, plus globalement, l'ensemble des outils économiques en faveur de la biodiversité (2.4). À chaque fois, l'idée est de cerner comment ces outils peuvent être stratégiquement abordés par les opérateurs de l'aide au développement pour engager le tournant environnemental. Dans chaque cas, nous verrons que les outils ne peuvent pas être considérés comme efficaces par eux-mêmes, mais seulement comme un moyen dans les chaînes opératoires plus larges et complexes où ils sont utilisés. C'est de ces chaînes opératoires et des acteurs qui les portent, mais non de l'outil lui-même, que dépend le succès ou l'échec de l'action pour l'environnement. Il est donc essentiel de replacer les outils dans la conception d'ensemble d'une action publique, dans ses contextes et jeux politiques, dans les conditions organisationnelles concrètes de sa mise en œuvre. Les textes de cette deuxième partie ne se contentent pas d'en affirmer le principe : ils montrent également comment agir, à la fois par l'exemple des analyses de cas et en proposant des éléments de méthode.

Après les outils d'intervention, les quatre textes de la troisième partie de l'ouvrage viennent éclairer l'usage des outils de pilotage de l'action (ceux qui servent non pas à effectuer l'action, mais à la guider). Ces outils de pilotage sont souvent mis en avant dans le champ du développement durable et de l'environnement, comme si le principal obstacle au tournant environnemental était le fait de n'avoir pas encore trouvé les bonnes « boussoles » (Sukhdev *et al.*, 2010) pour guider le changement. Quels sont les outils de pilotage utilisés par les opérateurs de l'aide au développement, et notamment les agences publiques de financement de cette aide ? Quels outils peuvent les aider à prendre les bonnes directions, le bon virage, en matière d'environnement ? Et, surtout, comment les utiliser à bon escient ? Telles sont les questions abordées par cette dernière partie avant de proposer en conclusion une série d'enseignements récapitulatifs et transversaux issus de l'ensemble des travaux présentés. Le premier texte de cette troisième partie (3.1) examine les conditions concrètes de l'utilisation éventuelle de l'évaluation monétaire des services écosystémiques pour aider les opérateurs à prendre les bonnes décisions sur les projets qui affectent la biodiversité. Le deuxième (3.2) critique la démarche de « triage » proposée depuis quelques années pour guider les efforts de conservation de la biodiversité – démarche dont la logique en apparence rationnelle masque une ignorance complète des conditions politiques et organisationnelles réelles de l'action. Le troisième texte (3.3) analyse, sur la base d'une étude de cas détaillée, les enjeux des multiples procédures d'évaluation qui ponctuent la mise en œuvre de l'action environnementale. Le quatrième et dernier texte (3.4) présente la mise en place, à l'AFD, d'une comptabilité des dépenses en faveur de la biodiversité et les questions complexes de méthode qu'elle soulève, au croisement de la rationalisation de l'action, de la politique et des contingences organisationnelles de mise en œuvre.

Une présentation plus détaillée des textes sera proposée dans l'introduction de chacune des trois parties.

Encadré 1 Les bailleurs du développement s'engagent sur les questions d'environnement

La Banque mondiale a adopté en 2012 une nouvelle stratégie environnementale : « la stratégie pour l'environnement pour 2012-2022 du Groupe de la Banque mondiale expose un ambitieux programme de soutien aux voies « vertes, propres, résilientes » pour les pays en développement dans leurs efforts de réduction de la pauvreté et de développement dans un environnement de plus en plus fragile »^[1].

La Banque africaine de développement a adopté une nouvelle politique d'environnement en 2004. Cette dernière souligne : « les décideurs sont amenés à repenser leurs stratégies de développement et à reconnaître qu'environnement et économie sont indissociables. Aujourd'hui, le développement durable est le paradigme de développement par excellence [...]. À présent, aussi bien les services de la Banque que les fonctionnaires des pays membres régionaux s'accordent à reconnaître que le développement durable et la lutte contre la pauvreté ne sauraient être dissociés de l'environnement mondial [...] »^[2].

Pour la Banque asiatique de développement, « qu'il s'agisse d'investir dans les infrastructures, les services de santé, les systèmes financiers et d'administration publique ou d'aider les nations à se préparer à l'impact du changement climatique ou à mieux gérer leurs ressources naturelles, la BAD tient à aider les pays en développement membres à évoluer dans des économies modernes florissantes, bien intégrées entre elles et avec le monde »^[3].

En France, l'AFD « s'est engagée à promouvoir un développement durable dans le respect des engagements de Rio, notamment en matière de préservation de la biodiversité. Depuis plus de dix ans, elle développe des projets dans des secteurs et selon des approches qui associent des objectifs de développement à des objectifs de protection et de gestion durable des ressources naturelles ». Elle s'est par ailleurs dotée d'une première stratégie d'intervention sur la biodiversité en 2013^[4].

En Angleterre, le ministère du Développement international (Department for International Development, DFID) souhaite pouvoir se positionner « comme un leader mondial de l'appui aux pays en développement pour une croissance économique durable ». En matière d'environnement plus spécifiquement, l'objectif du DFID « porte sur les modalités de contribution de l'environnement à la réduction de la pauvreté et au développement durable dans les pays en développement, mesurée par les avancées par rapport aux objectifs du Millénaire pour le développement (OMD). L'objectif en matière environnementale est l'OMD 7, « assurer la viabilité de l'environnement »^[5].

...

[1] <http://www.worldbank.org/en/topic/environment/publication/environment-strategy-toward-clean-green-resilient-world>

[2] <http://www.afdb.org/fileadmin/uploads/afdb/Documents/Policy-Documents/10000027-FR-POLITIQUE-ENVIRONNEMENTALE-DU-GROUPE-DE-LA-BANQUE.PDF>

[3] <http://www.adb.org/about/overview>

[4] http://www.afd.fr/home/projets_afd/AFD-et-environnement

[5] <http://www.eldis.org/vfile/upload/1/document/0708/DOC21344.pdf>

...

Au Japon, l'agence de coopération internationale (Japan International Cooperation Agency, JICA) « est déterminée à protéger notre environnement mondial qui est extrêmement vital pour la survie de l'humanité et de la vie naturelle sur terre. Elle recherche aussi l'équilibre entre la conservation de la nature, la prospérité sociale et le développement durable »^[6].

En Allemagne, avec la Kreditanstalt für Wiederaufbau (KfW), « nous pensons que les activités des entreprises et la responsabilité sociale vont intrinsèquement de pair. C'est pourquoi nous souscrivons au concept de développement durable. Nos activités visent à améliorer les conditions de vie économiques, écologiques et sociales – à l'échelle locale, nationale, européenne et mondiale – afin de promouvoir le développement durable^[7] ».

[6] http://www.jica.go.jp/english/our_work/social_environmental/policy/index.html

[7] <https://www.kfw.de/nachhaltigkeit/KfW-Group/Sustainability/Unser-Anspruch/>

Bibliographie

CDB (2010), *Décisions adoptées par la conférence des parties à la convention sur la diversité biologique à sa dixième édition ; X/2. Plan stratégique 2011-2020 et objectifs d'Aichi relatifs à la diversité biologique*, document UNEP/CBD/COP/DEC/X/2, Nagoya.

CROZIER, M. (1979), *On ne change pas la société par décret*, éditions Grasset et Fasquelle, Paris.

LEMÉNAGER, T., A. AHMIN-RICHARD et L. MERMET (2012), « Les organisations publiques d'aide au développement et la dialectique environnement-développement », [VertigoO] – la revue électronique en sciences de l'environnement, Volume 12, Numéro 1, <http://vertigo.revues.org/12145> ; DOI : 10.4000/vertigo.12145

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA) (2005), *Ecosystems and Human Well-Being: Current State and Trends, Volume 1, Findings of the Condition and Trends Working Group, The Millennium Ecosystem Assessment Series*, HASSAN R., R. SCHOLES et A. NEVILLE (Ed.)

NATIONS UNIES (UN) (2000), *Nous les peuples : le rôle des Nations unies au XXI^e siècle*, Rapport du secrétaire général, http://www.un.org/french/documents/view_doc.asp?symbol=A/54/2000

SEVERINO, J.-M. (2010), Intervention personnelle à la Conférence du FFEM à Paris le 6 avril 2010, http://www.ffem.fr/jahia/webdav/site/ffem/shared/ELEMENTS_COMMUNS/U_ADMIFFEM/Evenements/JM%20SEVERINO.pdf

SUKHDEV, P., H. WITTMER, C. SCHRÖTER-SCHLAACK, C. NESSHÖVER, J. BISHOP, P. TEN BRINK, H. GUNDIMEDA, P. KUMAR et B. SIMMONS (2010), "TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity for National and International Policy Makers – Maintreaining the Economics of Nature – a Synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of TEEB, TEEB Reports", United Nations Environment Programme, European Commission, The German Federal Environment Ministry.

Première partie

Panorama des enjeux stratégiques
sous-jacents au tournant
environnemental

Panorama des enjeux stratégiques sous-jacents au tournant environnemental

Cette première partie, composée de cinq textes, présente diverses approches visant à cadrer les enjeux du tournant environnemental dans une perspective d'analyse stratégique. Elle engage également un examen de la portée réelle des doctrines de développement durable et de gestion environnementale qui prévalent aujourd'hui.

Le premier texte (1.1) offre une vision d'ensemble des enjeux de l'articulation entre développement et environnement. S'appuyant sur une recherche conduite en 2010 par Aurélie Ahmim-Richard, Tiphaine Leménager et Laurent Mermet, il propose une analyse des enjeux que pose le tournant environnemental dans le contexte spécifique de l'aide au développement. Il débute par un examen de la littérature et des discours sur l'environnement et le développement, dont il ressort quatre conceptions très différentes de l'articulation existant entre environnement et développement, selon le degré de priorité donné respectivement à l'un et à l'autre. Selon la conception que l'on retient, l'horizon d'action en matière d'environnement s'avère très différent. Or les débats au sein du secteur du développement montrent une forte tension entre les tenants de ces diverses conceptions, tension qu'il faut s'attendre à voir surgir à toute échelle de discussion, de décision et d'action.

Le deuxième texte (1.2) s'appuie sur les travaux dirigés depuis le début des années 1990 par Laurent Mermet sur l'analyse stratégique de la gestion environnementale (ASGE). Il en retient des concepts et des éléments de cadrage pour analyser la dialectique entre environnement et développement, et en particulier les processus politiques et organisationnels spécifiques auxquels elle donne lieu, que ce soit entre les multiples organisations impliquées dans ces domaines, ou au sein des organisations de l'aide au développement (OAD). Il montre notamment l'intérêt de conduire des analyses clairement centrées sur les préoccupations de biodiversité, avant de

les croiser avec d'autres préoccupations, faute de quoi il est très difficile d'éviter les processus de marginalisation ou de dilution des enjeux de biodiversité. Il souligne aussi l'importance du fait que l'aide au développement est largement organisée par secteurs d'activité (agriculture, industrie, forêt...). Il montre enfin, et peut-être surtout, le rôle décisif que jouent, dans la possibilité même d'impulser un tournant environnemental, des acteurs dont l'environnement constitue la préoccupation et la mission première et qui déploient leur action de diverses façons auprès des autres acteurs du développement.

Ce constat conduit à souligner l'importance de réfléchir aux relations stratégiques que les OAD nouent avec les organisations les plus engagées dans l'action en faveur de la biodiversité. C'est dans cette voie que s'engage le troisième texte (1.3), rédigé à partir des recherches menées par Fanny Guillet et Tiphaine Leménager en 2012 sur les relations entre OAD et grandes ONG d'environnement (ONGE). Il met en évidence quatre types de relations, dont les extrêmes sont le plaidoyer ou la pression critique des ONGE sur les projets de développement, et les situations où les ONGE agissent comme simples prestataires de services pour les OAD. Il attire l'attention sur l'intérêt, pour les OAD, de gérer ces relations de manière réfléchie, suivie et proactive, et en particulier de développer davantage les deux types de relations intermédiaires : la collaboration critique et la conduite d'actions en partenariat.

Un autre aspect de la dialectique entre environnement et développement concerne la recherche de discours organisateurs qui tendent à mettre ces deux notions en synergie autant que possible et, de ce fait, à résoudre ou minimiser les tensions qui caractérisent leur interaction. Dans le domaine environnemental en général, les notions de développement durable ou de gestion intégrée (des zones côtières, des bassins versants, etc.) relèvent de cette logique. Pour les écosystèmes et la biodiversité (qui nous occupent plus particulièrement ici), c'est ce que proposent des doctrines et orientations d'action comme la gestion durable des forêts et l'agro-écologie, auxquelles sont respectivement consacrés les deux textes qui suivent.

Ainsi, à partir d'une recherche dirigée en 2011 par Maya Leroy, le quatrième texte (1.4) examine de manière critique la façon dont la biodiversité est effectivement prise en compte dans les orientations que la gestion durable des forêts propose pour mieux prendre en charge l'environnement dans les activités et projets forestiers. Il montre que la doctrine et les textes publiés pour guider la réflexion et l'action laissent finalement peu de place aux enjeux de biodiversité et se centrent essentiellement sur la durabilité du potentiel productif (le fil conducteur technique traditionnel du secteur forestier) et sur le potentiel de stockage de carbone, dans la perspective de la lutte contre le changement climatique. Ces deux préoccupations conduisent

régulièrement à des contradictions avec le souci de conservation de la biodiversité, contradictions encore trop insuffisamment analysées et traitées par la gestion durable des forêts.

Dans le cinquième texte (1.5), qui présente une recherche conduite en 2013 par Véra Ehrenstein et Tiphaine Leménager sur la mise en œuvre des programmes d'agroécologie en Zambie, il est proposé de s'intéresser à trois étapes qui conditionnent l'efficacité pour la biodiversité de programmes d'action intégrant environnement et développement : (1) dans les principes d'orientation des programmes, les objectifs de biodiversité sont-ils clairs, pertinents, et posés avec un degré suffisant de priorité ? (2) Les programmes intégrés (ici, en agroécologie) sont-ils effectivement mis en œuvre sur le terrain ? Et, si tel est le cas, (3) dans les conditions concrètes de leur mise en œuvre, les objectifs de biodiversité sont-ils conservés ou au contraire marginalisés ? De l'examen du terrain zambien ressortent à la fois les différences importantes entre les deux approches agroécologiques qui coexistent dans ce pays (agriculture « de conservation » et agriculture « biologique »), les stratégies que les deux types de projets doivent déployer pour se faire une place dans un contexte dominé par les projets classiques d'intensification agricole, et le fait, en ce qui concerne l'agriculture de conservation, que le contenu des projets en matière de biodiversité est extrêmement variable selon l'attention qui y est donnée au moment effectif de la mise en œuvre.

1.1. Les organisations publiques d'aide au développement directement confrontées à la dialectique environnement-développement^[8]

Tiphaine LEMÉNAGER, Aurélie AHMIM-RICHARD et Laurent MERMET

« La problématique de la durabilité, de l'environnement et du développement, nous l'avons progressivement apprise à la dure, dans la peine, dans la souffrance et dans les contradictions » (Severino, 2010). Ce témoignage d'un ancien directeur général de l'Agence Française de Développement (AFD) nous entraîne au cœur de la relation dialectique existant entre développement et préservation de l'environnement. Loin de n'être que le résultat passager d'inattentions, de maladresses ou d'un déficit de communication, cette dernière est plus fondamentale.

D'un côté, les ressources naturelles apparaissent comme un pilier indispensable au développement et à la lutte contre la pauvreté : comment penser et mettre en œuvre un développement sans eau, sans forêts, sans terres fertiles, sans vie marine et terrestre ? Nombreux sont les rapports soulignant que l'environnement fournit nos atouts matériels essentiels et une base économique indispensable aux activités humaines. Ainsi, presque la moitié des emplois mondiaux dépendent, par exemple, de la pêche, des forêts, ou de l'agriculture (PNUE, 2007). « *Le bien-être de chaque population humaine du monde entier dépend fondamentalement et directement des services rendus par les écosystèmes* » (Sukhdev et al., 2010). D'un autre côté, force est de constater que ces ressources naturelles se dégradent : 60 % des écosystèmes permettant la vie sur Terre ont été dégradés et continueront de l'être au cours des cinquante prochaines années. En conséquence, environ deux tiers des fonctions et services que la nature offre au bien-être humain et à nos économies sont en décroissance. En particulier, le renouvellement des ressources halieutiques, du bois de chauffe, la disponibilité pour tous en eau douce, la régulation climatique globale, les plantes médicinales et les aliments de cueillette et de chasse, la qualité locale de l'air, la prévention de l'érosion des sols, la purification naturelle de l'eau polluée, le contrôle biologique des maladies et parasites, la pollinisation, la protection contre les catastrophes naturelles sont tous en fort déclin à l'échelle globale, ce déclin étant lié à une transformation sans précédent des écosystèmes, par leur simplification à l'extrême (MEA, 2005). D'un point de vue économique, ces pertes de services

[8] Ce texte est issu d'une recherche financée par l'AFD en 2010. Il reprend certains des résultats obtenus ayant fait l'objet d'une publication dans [VertigO] – la revue électronique en sciences de l'environnement ; voir Leménager et al. (2012).

représenteraient 2 à 4,5 trillions de dollars (USD) par an, soit 3 à 8 % des 70 trillions constituant le produit intérieur brut (PIB) mondial. Il est estimé que 80 % de cette perte affectent directement la subsistance et la vie quotidienne des 3,2 milliards d'humains vivant avec moins de 2 dollars par jour (Sukhdev *et al.*, *ibid.*).

Enfin, dernière caractéristique constitutive de cette dialectique, cette dégradation est bien due essentiellement aux transformations récentes et actuelles des activités d'aménagement et de production qui constituent le cœur du développement : « *Un problème environnemental est une conséquence écologique négative de certaines activités de développement* »^[9] (Mermet *et al.*, 2010). Pendant les cinquante dernières années, l'humanité a transformé la biosphère comme jamais elle ne l'avait fait au cours de l'histoire humaine, essentiellement pour répondre à ses besoins croissants d'aliments, d'eau potable, de bois, de fibre et de combustible (MEA, 2005), représentant un prélèvement moyen actuel de 25 à 35 % de la production nette totale des écosystèmes terrestres (Vitousek *et al.*, 1986). 80 % des surfaces terrestres sont affectées fortement, dans leur cycle biologique, par l'activité humaine (Sukhdev *et al.*, *ibid.*). Les origines anthropiques de cette perte de biodiversité et des services qui y sont associés résident notamment dans la destruction ou la dégradation des écosystèmes et habitats, liées aux changements d'utilisation des sols (déforestation, conversion en sols agricoles ou urbanisation) et à la fragmentation des habitats naturels, à la pollution des sols, de l'air et des eaux, à l'exploitation non durable des ressources naturelles (biomasse, chasse et braconnage, pêche, cueillette, etc.), aux invasions d'espèces dites allochtones (comme certaines algues, espèces introduites ou espèces cultivées envahissantes) qui perturbent le développement des essences locales et modifient, le plus souvent en les appauvrissant, les écosystèmes et aux changements climatiques (MEA, *ibid.*). Des éléments essentiels du développement (croissance des besoins et des activités, développement de nouvelles activités impactantes pour l'environnement, réalisation d'infrastructures publiques, etc.) sont donc au cœur des causes des problèmes environnementaux.

Par ailleurs, outre le fait que l'environnement se dégrade et que l'origine en soit principalement anthropique, l'équilibre biologique, qui rend les écosystèmes viables et productifs, est fragile et, donc, difficilement atteint et maintenu. Des changements en apparence insignifiants en un endroit peuvent avoir des conséquences majeures (quoique imprévisibles dans une large mesure) en d'autres endroits (Sukhdev *et al.*, 2010). C'est là toute la complexité sous-jacente au concept de

[9] Traduction par les auteurs de : "An environmental problem is a negative ecological consequence of some development activities."

« biodiversité »^[10] qui définit l'ensemble du monde vivant, de ses bases génétiques jusqu'à l'échelle des écosystèmes en passant par les espèces et les interactions multiples qui relient et font vivre ces différents niveaux.

Pour les opérateurs de l'aide au développement, il y a là une interpellation majeure, qu'elle soit relayée par des pressions externes (par exemple celles de groupes de pression environnementaux), ou portée par l'évolution des attentes de leur propre personnel. Acteurs clés de ce secteur, du fait de leurs rôles financier, technique et politique, les agences publiques participant au financement de l'aide (appelés ci-après bailleurs de fonds), sont directement concernées. Comment se positionnent-elles vis-à-vis de la dialectique entre environnement et développement ? Et, compte tenu de la manière dont cette dialectique est appréciée par les bailleurs de fonds, quels sont alors les opportunités et/ou les freins à l'action qui sont à appréhender lorsque ces acteurs souhaitent s'investir plus efficacement dans la lutte contre la perte de biodiversité ?

Pour aborder ces questions, nous avons articulé deux approches méthodologiques. La première a consisté en une revue de la littérature abondante qui traite des relations économie-environnement et du développement durable afin d'identifier les diverses positions exprimées dans l'espace de tension où s'articulent environnement et développement. À partir des positions contrastées que nous avons constatées et de classifications proposées par certains auteurs, nous proposons une cartographie des positions, construite en fonction du degré respectif de priorité que ces positions accordent respectivement au développement et à l'environnement. La seconde démarche résume une étude de cas qui reflète bien les enjeux qu'on retrouve au sein des diverses organisations d'aide publique au développement et plus globalement dans le secteur du développement. Réalisée au sein de l'AFD, cette étude de cas nous a conduits à mener une vingtaine d'entretiens qualitatifs semi-directifs approfondis auprès d'employés aux missions variées (opérationnel, stratégie, etc.) représentant des niveaux hiérarchiques diversifiés (des chargés de mission aux cadres dirigeants). Ces entretiens nous ont notamment permis d'aborder les positions professionnelles et personnelles des personnes interrogées. Ils ont été

[10] La définition généralement admise de la biodiversité est celle figurant dans Convention des Nations unies sur la diversité biologique (CDB) signée à Rio en 1992 : « la variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie ; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes ». La biodiversité peut donc se définir comme la diversité du vivant, c'est-à-dire des gènes, des espèces et des écosystèmes, ainsi que leurs interactions, au sein de chacun de ces niveaux fonctionnels, entre ces différents niveaux et avec les sociétés humaines.

complétés par l'étude des publications et des documents internes de l'Agence, qui livrent le discours officiel de l'institution.

Ce texte est organisé en trois parties. Nous commencerons par rapporter certains éléments de notre revue de littérature qui ont alimenté notre réflexion et la construction de notre propre cartographie des positions existant vis-à-vis de la tension environnement-développement. Nous présenterons alors la cartographie réalisée, qui nous semble de nature à éclairer les débats que suscite l'environnement au sein du secteur du développement. Puis, en troisième partie, nous viendrons illustrer en quoi cette cartographie permet d'éclairer le contexte d'action des bailleurs de fonds. Nous verrons alors que, dans son discours institutionnel et dans l'énoncé de sa stratégie d'intervention, l'AFD (similaire en cela aux autres bailleurs de fonds du développement) a adopté une position très claire (priorité au développement, en intégrant l'environnement). Nous montrerons ensuite que les positions sur le sujet sont pourtant contrastées d'une personne à l'autre au sein de l'organisation, même si ces différences (ou ces oppositions) n'y trouvent pas de lieu d'expression et de débat. Sur la base de ce constat, nous pourrions alors discuter des opportunités et des freins à la prise en charge de l'environnement dans l'aide au développement.

1.1.1. Retour sur trois classifications académiques éclairant les relations dialectiques entre environnement et développement

Depuis plus de quarante ans, diverses conceptions des relations entre environnement et développement s'affrontent dans des débats académiques mouvementés. Les positions possibles sont multiples, les concepts proposés peuvent être complexes, et les termes employés de façon diverses selon les auteurs. Notre propos n'est pas ici de dresser un état de l'art de ces débats dans leurs nuances et leurs rebondissements mais nous souhaitons montrer les oppositions majeures qui les structurent afin de comprendre et décrypter les différences dans les discours véhiculés parmi les acteurs de l'environnement et du développement. La nécessité d'un tel exercice nous est apparue très tôt dans nos travaux sur les bailleurs de fonds du développement. Ces institutions, tout comme leurs agents, semblent en effet partager (du moins en première analyse) un discours très consensuel sur le développement durable, alors même que leurs actions mettent quotidiennement en évidence la nature et l'ampleur des tensions qui se jouent entre environnement et développement.

Pour rendre à cet espace de tension toute son étendue, nous commencerons par revenir sur trois classifications, largement convergentes, qui ont été proposées pour éclairer le débat et qui sont souvent évoquées.

La première résume une partie des discussions entre économistes sur le développement durable. Selon Vivien (2001) « [...] chez les économistes [...], le principal débat porte sur l'importance ou non de la notion de « capital naturel » et sur sa possible ou non « substitution » par d'autres formes d'actifs (capital technique, compétences, etc.) créés par les hommes ». Turner (1993) fut à ce propos l'un des premiers à proposer une typologie des approches du développement durable selon une échelle de durabilité allant de « très faible » à « très forte », suivant que la substituabilité entre capital naturel et artificiel est considérée comme parfaite ou nulle (cf. tableau 1). Cette typologie a été reprise depuis par divers auteurs dont Bertrand (2004). L'affrontement entre les théoriciens de l'écologie économique (substituabilité faible) et les défenseurs de l'école néoclassique (substituabilité forte) est au cœur de ces débats. Turner ajoute à ces deux courants l'École de Londres en tant que courant intermédiaire et un courant non économiste, la « *deep ecology* ».

Tableau

1

Diversité des positions en matière de soutenabilité
au sein des sciences économiques

Degré de soutenabilité	Très faible	Faible/forte		Très forte
Courants d'idées	Approche néoclassique		Approche écologiste	
	Croissance soutenable	Approches intermédiaires		Deep ecology
		École de Londres Mesure strictement monétaire des biens environnementaux	Économie écologique Mesure multicritères des ressources naturelles (monétaire, énergétique, etc.)	
Position par rapport à l'hypothèse de substitution	Hypothèse de substitution généralisée	Hypothèses de substitution plus ou moins limitée (en fonction des capacités de charges, des taux de renouvellement des ressources renouvelables, de l'innovation technologique, etc.) + Principe de précaution pour la gestion des risques (non-substituabilité absolue)		Hypothèse de substitution impossible

Source : d'après Bertrand (2004).

Une deuxième proposition est avancée par Dobson (1996), qui pose la question suivante au sujet du développement durable : que s’agit-il de faire durer ? Il montre que les réponses différentes apportées à cette question permettent de poser des repères clairs et utiles dans le débat – repères qui recoupent d’ailleurs les enjeux de substituabilité entre capital naturel et non naturel (cf. tableau 2).

Tableau 2 *Quatre perceptions de la soutenabilité environnementale*

Conceptions Questions	A	B	C	D
Que faut-il soutenir ?	Le capital (humain + naturel) ayant une fonction économique	Le capital naturel « critique » (les fonctions écologiques vitales pour l’Homme)	Le capital naturel « irréversible » et vulnérable	L’ensemble du patrimoine naturel « signifiant »
Pourquoi ?	Accroître le bien-être matériel	Accroître le bien-être matériel et non matériel	Accroître le bien-être et respecter nos obligations par rapport à la nature	Respecter nos obligations par rapport à la nature
Quel degré de substituabilité entre capitaux naturels/non naturels ?	Considérable	Pas entre capital produit par l’Homme et capital naturel critique	Pas entre capital produit par l’Homme et capital naturel irréversible	Très limité

Source : Dobson (1996).

Enfin, troisième proposition de classification : Boutaud (2005) s’est intéressé à l’appropriation compétitive du concept de développement durable. Le courant de la « *deep ecology* », qui réfute le principe même de développement, reste donc en dehors de son analyse. Il distingue alors trois grandes approches qui s’affrontent, en fonction d’intérêts stratégiques variés, et qui sont basées sur des conceptions divergentes des rapports entre les trois « piliers » du développement durable : économie, social et environnement (cf. tableau 3).

Tableau 3 Typologie des approches du développement durable

Approche technico-économiste Discours : « pas de protection de l'environnement (ni protection sociale) sans une base économique forte » Priorité : économique Visée : court terme Type d'acteurs : entreprises, économistes, industries	Approche consensuelle Discours : « concilier protection de l'environnement, équité sociale et croissance économique » Priorité : pas de priorité (équilibre) Visée : moyen terme Type d'acteurs : acteurs publics, parapublics, collectivités	Approche consensuelle Discours : « pas de pérennité du système humain sans prise en compte du support écologique » Priorité : écologique Visée : long terme Type d'acteurs : associations de protection de l'environnement, écologistes

Source : Boutaud (2005).

1.1.2. Une cartographie des positions dans l'espace de tension entre environnement et développement

En nous appuyant sur ces trois classifications, nous proposons une cartographie des discours-types centrée sur la tension environnement/développement. Elle vise à montrer en quoi divers discours et courants de pensée, exprimés dans le champ de l'économie ou dans d'autres champs, se rattachent aux positions contrastées existant vis-à-vis de la tension environnement-développement. (cf. tableau 4).

Tableau 4 Proposition d'une typologie des conceptions de la dialectique environnement-développement

Positions	L'environnement surévalué	L'environnement intégré	L'environnement : une priorité	L'environnement refondateur
Priorité	Exigence d'une priorité forte au développement	Affirmation d'une priorité au développement tout en essayant d'intégrer l'environnement	Demande d'une priorité plus forte à l'environnement sans s'opposer au développement	Exigence d'une priorité forte à l'environnement
Discours/écoles de pensées				
Langage économique	Approche néoclassique	Économie de l'environnement	Économie écologique	Décroissance
Autres langages	Les « environnements mentalistes sceptiques »	Approche institutionnelle consensuelle	Approche de plaidoyers pour l'environnement	« Deep ecology »

Source : auteurs.

Première position : « l'environnement surévalué » – l'exigence d'une priorité forte accordée au développement

Pour l'économiste Robert Solow (1986), du point de vue des principes, c'est la stabilité intertemporelle de la consommation par tête qui constitue l'objectif d'équité inter-générationnelle. Selon lui, « la génération actuelle ne doit pas spécialement à ses successeurs un partage de telle ou telle ressource particulière. Si elle doit quelque chose, elle doit fournir une capacité productive généralisée ou, encore plus généralement, un accès à un certain niveau de vie ou niveau de consommation ». D'autres économistes ont tenté d'établir un lien entre la plus grande richesse d'un pays et le soin qu'il apporte à l'environnement. Ainsi, pour Beckerman (1992), « il y a une évidence claire, bien que la croissance économique provoque normalement des dégradations environnementales aux premiers stades [de développement], qu'à la fin, le meilleur – et probablement le seul – sentier pour retrouver un environnement décent dans la plupart des pays est de devenir riche ».

De telles approches placent le développement économique au centre des préoccupations, prônant l'idée d'une croissance économique infinie, souvent conjuguée à la notion de richesse et de progrès. Selon les tenants de cette approche, la solution aux problèmes environnementaux (ou sociaux) réside dans la croissance (Meunier, 2004). Il y a donc lieu de concentrer tous les efforts sur le développement.

Elles recoupent les positions exprimées par des auteurs issus d'autres disciplines, comme par exemple Rossi ou Brunel, géographes s'intéressant à la question du développement dans les pays du Sud. Le premier considère, par exemple, qu'« *au nom d'une urgence décrétée sur le fondement des connaissances scientifiques prétendument maîtrisées, mais dont tous les spécialistes savent qu'elles comportent encore beaucoup de zones d'ombre et d'incertitudes [...], l'Occident industrialisé s'attribue [au Sud] un "droit d'ingérence écologique"* » (Rossi, 2000). Il ajoute que « *conservation et développement constituent, dans le contexte économique et démographique actuel des pays du Sud un couple inconciliable.* » Brunel (2008) soutient, quant à elle, que le succès de la décroissance et du développement durable participe d'une « *résurgence du malthusianisme* » et que le monde n'est pas près de manquer de ressources : « *des réserves de production considérables existent, autant en augmentant les rendements [...] qu'en étendant les surfaces cultivées [...]. La planète est parfaitement capable de nourrir une population qui ne doublera plus jamais. Elle est en réalité loin d'avoir atteint sa capacité de charge* ».

Les tenants de cette approche s'accordent ainsi sur le fait que les enjeux environnementaux sont surestimés et que la priorité à donner au développement doit être réaffirmée. Leurs propos sont rejoints, dans l'espace médiatique, par ceux des essayistes du scepticisme environnementaliste, Ferry (1992) dans les années 1990, puis Lomborg (2004) au début des années 2000, ou plus récemment Allègre (2007).

Si les langages employés par les économistes qui refusent d'attribuer un statut particulier aux problèmes écologiques et par les « sceptiques » sont, par certains aspects, très différents, ils ont néanmoins pour point commun de ne pas accorder d'importance spécifique aux questions d'environnement, les reléguant à un arrière-plan par rapport à l'enjeu central organisateur d'un accroissement de la richesse et du capital productif. Ils convergent d'un point de vue stratégique pour préconiser que l'on se soucie du développement, plutôt que de l'environnement.

Deuxième position : « l'environnement intégré » – l'affirmation d'une priorité accordée au développement tout en essayant d'intégrer l'environnement

Pour d'autres économistes, qui défendent une « économie de l'environnement », l'économie se définit comme la « *science de l'affectation des moyens rares à des usages alternatifs* » (Robbins, 1945) et se présente donc comme la mieux placée pour gérer toute ressource qui se raréfie et, donc, les ressources écologiques.

Ils attirent cependant l'attention sur le fait que l'entrée (souhaitable) de l'environnement dans la sphère économique pose des difficultés particulières. Elle est en effet gênée par le fait que le prix des biens et services environnementaux ne reflète pas (ou mal) leur véritable valeur. En effet, nombre d'objets environnementaux n'ont

pas de prix et ne font pas l'objet d'un échange marchand. Or, pour les tenants de l'économie de l'environnement, tant que les agents recevront des signaux-prix imparfaits, les « mécanismes de marché » ne pourront assurer une gestion efficace des ressources naturelles et de l'environnement. Le but visé de cette approche est ainsi de dégager un ensemble de règles d'allocation (si possible optimales) des ressources et des services naturels en s'appuyant sur un système de prix de marché ou, en d'autres termes, d'internaliser les externalités environnementales. Ce « signal-prix » doit traduire la valeur attribuée à l'environnement, ce qui débouche sur la question de l'évaluation monétaire des biens et services environnementaux.

L'économie de l'environnement reconnaît donc l'importance d'assurer une gestion efficace de l'environnement et des ressources naturelles, facteurs de développement économique et social. Pour ses partisans, l'idée directrice doit être d'intégrer ces questions environnementales dans les logiques du développement économique qui reste prioritaire.

En cela, ils rejoignent les nombreux auteurs et acteurs pour lesquels la problématique centrale pour l'environnement est celle de son intégration dans le développement, intégration dans le système économique, mais aussi dans les politiques publiques, dans le management des entreprises, dans la conception des produits, etc.

Ces approches ne méconnaissent pas l'existence de tensions entre développement et environnement, mais ne les considèrent pas comme très difficiles à dépasser, et se focalisent sur les aspects synergiques des rapports dialectiques entre environnement et développement. Le concept (ou mot d'ordre) de « développement durable », institutionnalisé par le *Rapport Brundtland* (1987), déclare ainsi la réconciliation du développement économique et des équilibres écologiques.

Ce discours, sous de multiples formes, est aujourd'hui massivement répandu, notamment dans les institutions publiques, à toutes les échelles (du local à l'international). Les acteurs publics, à la recherche d'un discours fédérateur, ont en effet investi cette approche consensuelle qui correspond à une volonté d'« agréger suffisamment d'intérêts autour de leur traduction pour la faire admettre » (Rumpala, 2003). Ce type de position reconnaît la nécessité d'efforts spécifiques pour prendre en compte les enjeux environnementaux, mais reste bien axée sur la priorité aux développements économique et social.

Troisième position : « l'environnement, une priorité » – la demande d'une priorité plus forte accordée à l'environnement sans s'opposer au développement

Non convaincus qu'il puisse être suffisant d'intégrer les enjeux environnementaux dans des raisonnements économiques, un certain nombre d'économistes contemporains, parmi lesquels Boulding (1950), Daly (1968), Passet (1979) ou encore Maréchal (1995) ont appelé à un rapprochement entre sciences du vivant et sciences sociales, et plus particulièrement entre économie et écologie. Ce rapprochement alimente aujourd'hui tout un courant de pensée, l'économie écologique, qui se présente comme un nouveau champ interdisciplinaire étudiant les interrelations entre systèmes socio-économiques et écosystèmes. L'idée principale véhiculée par ses tenants est assez bien résumée par Maréchal (1996) lorsqu'il rappelle que « *la sphère économique est incluse dans la sphère des activités humaines, elle-même incluse dans la biosphère [...]; la conséquence de cette relation d'inclusion est que l'activité économique ne saurait durer, et encore moins se développer sur le long terme, si la nature (qui lui fournit gratuitement des ressources matérielles et énergétiques, ainsi que des capacités épuratrices que l'on a longtemps cru illimitées), venait à être trop gravement endommagée* ». Pour Vivien (2005), ce qui rassemble les auteurs de ce courant, « *c'est l'idée exprimée par Passet (1979) et Daly (1990) que l'environnement constitue désormais le facteur limitant du développement économique, alors que pendant longtemps, c'est le capital qui l'a été* ».

Une telle perspective conduit à donner à l'environnement une priorité plus forte dans nos systèmes de décisions et d'actions. Si l'on sort du champ économique, elle rejoint les positions de tous les intervenants qui plaident et agissent activement en faveur d'une gestion environnementale plus efficace (e.g. ministères ou agences dédiés aux préoccupations environnementales, majorité des grandes ONG internationales environnementales). Pour l'illustrer, citons simplement ce message extrait en 2010 du site Internet du World Wildlife Fund (WWF) France : « *En 1969, l'homme marchait sur la lune. Rien ne semblait devoir stopper la formidable progression de l'humanité vers la prospérité. Pourtant, à l'entrée de ce troisième millénaire, un nouveau défi apparaît, engendré par notre consommation effrénée des ressources naturelles. Les forces économiques mondiales qui provoquent, peu à peu, la destruction de la diversité biologique et des milieux naturels ne prennent que très exceptionnellement en compte les limites biologiques de la planète. Depuis les années 1970, nous avons dépassé la capacité de charge de la planète et vivons en "sur-régime"* ».

Au final, pour les auteurs qui défendent de telles positions, il ne s'agit pas de s'opposer au développement, mais de lui assigner des limites qui permettraient de ne pas outrepasser les capacités de la biosphère, ce qui exige des révisions majeures dans les modes de développement.

Quatrième position : « l'environnement refondateur » – l'exigence d'une priorité forte accordée à l'environnement

Pour les tenants de cette position, proposer de réviser les modes actuels de développement ne constitue pas une option suffisante. C'est pour eux, le développement lui-même qu'il faut remettre en cause. Ainsi, Latouche, par exemple, appelle à rejeter l'idée de développement, accusé d'être le masque derrière lequel avancent l'occidentalisation du monde et la marchandisation des rapports sociaux : « C'est [...] de l'abandon d'une foi et d'une religion qu'il s'agit : celle de l'économie. Par conséquent, il faut inlassablement déconstruire l'hypothèse du développement » (Latouche, 2004). Pour lui, il s'agit à terme de réinventer un imaginaire en matière de changement social. « En tant que telle, la décroissance ne constitue pas vraiment une alternative concrète, mais c'est bien plutôt la matrice autorisant un foisonnement d'alternatives. Il s'agit donc d'une proposition nécessaire pour rouvrir les espaces de l'inventivité et de la créativité bloqués par le totalitarisme économiciste, développementiste et progressiste » (Latouche, 2003). Il souligne également que « l'après-développement, par ailleurs, est nécessairement pluriel. Il s'agit de la recherche de modes d'épanouissement collectif dans lesquels ne serait pas privilégié un bien-être matériel destructeur de l'environnement et du lien social » (Latouche, 2004).

Les termes de « décroissance » (cf. *supra*) ou de « croissance zéro » (proposé par le rapport *Halte à la croissance* in Meadows et al., 1972) sont souvent mis en avant par les pourfendeurs de cette position. Si ces derniers ne prônent pas tous la même solution, ils remettent néanmoins en cause le type de développement en cours qui vise à plus d'équipements, plus de production, plus d'échanges économiques. C'est ici par le refus du développement lui-même que cette approche accorde une place prioritaire aux préoccupations environnementales.

Ce rejet du développement rejoint d'autres approches comme celles de la « *deep ecology* », terme employé pour la première fois en 1973 par le philosophe norvégien Naess (1973). Le manifeste très bref et très clair de la « *deep ecology* » tel qu'il est formulé par Naess et Session montre bien l'orientation du mouvement et sa position sur les rapports entre environnement et développement (traduit et publié par Ferry en 1992) : « Le bien-être et l'épanouissement de la vie humaine et non humaine sur la Terre sont des valeurs en soi. Ces valeurs sont indépendantes de l'utilité du monde non humain pour les fins de l'Homme.

- La richesse et la diversité des formes de vie contribuent à la réalisation de ces valeurs et sont par conséquent aussi des valeurs en soi.
- Les humains n'ont aucun droit à réduire cette richesse et cette diversité, si ce n'est pour satisfaire des besoins vitaux.

- *L'épanouissement de la vie et des cultures humaines est compatible avec une diminution substantielle de la population humaine. L'épanouissement de la vie non humaine requiert une telle diminution.*
- *L'intervention humaine dans le monde non humain est actuellement excessive et la situation se dégrade rapidement.*
- *Il faut donc changer nos orientations politiques de façon drastique sur le plan des structures économiques, technologiques et idéologiques. Le résultat de l'opération sera profondément différent de l'état actuel.*
- *Le changement idéologique consiste principalement dans le fait de valoriser la qualité de la vie plutôt que de viser sans cesse un niveau de vie plus élevé. Il faudra qu'il y ait une prise de conscience profonde de la différence entre gros et grand.*
- *Ceux qui souscrivent aux points que l'on vient d'énoncer ont une obligation directe ou indirecte à travailler à ces changements nécessaires.*
- *La « deep ecology » accorde donc une priorité indéniable à la préservation de l'environnement, reléguant à un rang mineur, voire néfaste, les préoccupations des développements économique et social ».*

Pour conclure sur ce quatrième type de positions, qu'elles partent de mouvements sociaux attachés à des solutions locales et autonomes, ou de philosophies qui assignent une valeur très forte à la nature, elles ne conduisent pas à limiter ou encadrer le développement, mais en condamnent le principe même, c'est-à-dire celui d'une action guidée par le souhait de produire, de fournir et d'échanger toujours plus.

Au terme de ce retour sur les courants de pensée qui s'affrontent sur les relations entre environnement et économie, sur le sens du développement durable, sur le type de solutions qu'appellent les problèmes écologiques, il ressort des types de positions à la fois très clairs et très contrastés sur les priorités respectives à accorder à l'environnement et au développement, et sur le type d'articulation possible (ou impossible) entre les deux. Dans l'espace de pensée, de débats et d'actions ainsi balisé, où se situent les bailleurs de fonds du développement et leurs agents ? C'est ce que nous allons maintenant examiner en nous appuyant sur notre étude de cas.

1.1.3. Analyse du positionnement environnemental d'une organisation d'aide au développement – le cas de l'AFD

Le discours de l'AFD : d'une « priorité forte au développement » vers une position « intégrée »

Créée sous le nom de Caisse centrale de la France libre par Charles de Gaulle en 1941 à Londres, l'AFD est aujourd'hui l'opérateur-pivot de la politique de coopération française. En 2014, elle possède soixante et onze représentations à l'étranger, emploie environ 1 500 personnes et finance des activités de développement depuis plus de 70 ans. Historiquement, l'agence s'est positionnée sur les thématiques du développement rural et urbain, construisant pour cela prioritairement des infrastructures. Pendant des années, elle s'est clairement donnée comme orientation celle du développement, sans guère de considération pour l'environnement. Dans la foulée du Sommet de la Terre tenu à Rio en 1992, la réflexion sur le concept de développement durable s'est néanmoins progressivement imposée amenant la direction générale de l'Agence à affirmer, en 2010, que le développement durable se trouve à présent au cœur du mandat de l'institution : « *Aujourd'hui, le développement durable est devenu LE sujet fondamental de notre maison. Il s'agit d'un véritable retournement de paradigme* » (Severino, 2010).

La notion de développement durable apparaît ainsi aujourd'hui explicitement dans l'ensemble des documents de présentation des missions de l'AFD. Il est défini comme le « *marqueur identitaire* » de l'agence dans son document public de planification stratégique 2012-2016. Ce document cite quatre principales orientations : le soutien à une croissance économique plus durable et partagée, l'amélioration des conditions de vie des plus pauvres, la préservation de la planète et la stabilisation des pays fragiles ou en sortie de crise (AFD, 2012). Il souligne également que l'Agence se fixe un ensemble d'exigences supplémentaires pour atteindre l'exemplarité en termes de responsabilité sociale et environnementale. Dans son discours institutionnel, dans ses orientations stratégiques, l'AFD se présente aujourd'hui clairement comme un acteur qui affirme une priorité au développement tout en s'engageant à intégrer l'environnement. En l'espace d'une dizaine d'années, l'agence a donc glissé d'un positionnement de type « *l'environnement surévalué* » à une posture « *l'environnement intégré* », pour reprendre les termes de la typologie proposée *supra*.

Malgré l'unité de position officielle autour de « l'environnement intégré », des divergences de perspectives persistent chez les agents.

Il est important de souligner que la prégnance du discours sur « l'environnement intégré » ne se limite pas à l'expression de l'AFD à destination de l'extérieur : on retrouve les mêmes positions consensuelles comme repère constant dans les textes et les échanges internes à l'organisation, à tous ses niveaux. C'est seulement à travers une série d'entretiens individuels approfondis que nous avons pu découvrir l'existence de divergences internes et de points de vue nettement plus contrastés.

Pour certains, qui accordent une priorité forte au développement, nous sommes bien dans une période d'« environnement surévalué ». Un employé travaillant à l'AFD depuis plusieurs dizaines d'années nous explique ainsi que *« certaines personnes au sein de l'AFD sont encore convaincues que le changement climatique est n'importe quoi. Pour beaucoup, si l'environnement doit être sacrifié sur l'autel du développement économique, il faudra le sacrifier. Selon eux, l'humanité pourra toujours se débrouiller »*. On retrouve également, dans certains entretiens, un langage proche de celui des environnementalistes-sceptiques reléguant l'environnement à une « non-priorité » ou à un « non-enjeu » : *« Le seul constat que l'on puisse faire c'est que l'on est prêt à sacrifier des intérêts économiques forts pour quelque chose dont on ne sait pas très bien combien cela va nous coûter ou nous rapporter »*. Ou bien : *« Il existe des possibilités techniques d'augmenter la production agricole sans dommages sur l'environnement. Mais tant que les gens sont dans l'urgence de la pauvreté, cela n'est pas envisageable »*. Pour un autre, enfin, l'environnement est un effet de mode qui va passer : *« Le discours sur l'environnement est assez récent. On est dans un univers où l'on fonctionne par modes successives »*. Selon ces employés, l'enjeu environnemental n'existe pas réellement ou, en tous les cas, d'autres sont bien plus importants. Il est, à ce propos, intéressant de mentionner qu'au rayon « environnement » du centre de documentation de l'AFD, peu d'ouvrages étaient présents au moment de notre recherche (début 2010). Parmi la dizaine d'ouvrages disponibles, le volumineux livre de Lomborg, représentant majeur du courant environnement-sceptique, figurait en bonne place^[11].

D'autres témoignages viennent renforcer le positionnement officiel de l'AFD « l'environnement intégré » : *« Il n'y a pas de contradiction entre développement et environnement »*, nous dit ainsi un manager de l'Agence. De la même manière, pour un chargé de mission, *« Il n'y a pas d'incompatibilité par nature entre environnement et développement »*. Un économiste souligne, quant à lui, que *« la substituabilité totale*

[11] Tout employé de l'AFD peut effectuer une commande d'ouvrage en lien avec ses activités auprès du centre de documentation.

du capital naturel est impossible ». Ces employés affirment une priorité au développement, le tout étant d'intégrer l'environnement dans la dynamique impulsée. Pour eux, l'intégration de l'environnement ne pose pas en soi de problème de principe particulier. Les problèmes qu'elle pose sont des problèmes concrets, opérationnels, et c'est l'effort fourni pour prendre en charge et résoudre ces problèmes, dans le cadre de la poursuite de l'action de développement, qui est au centre de leur attention.

D'autres encore se rapprochent de la troisième position de notre typologie « l'environnement, une priorité ». Ils affirment clairement la divergence forte qui peut exister entre environnement et développement et attendent une prise en charge plus forte de la thématique environnementale : « *La convergence entre développement et environnement est loin d'être démontrée* », disent-ils, ou encore : « *Il existe clairement des contradictions* ». C'est encore plus le cas lorsqu'il s'agit d'une banque de développement : « *L'AFD est une banque. La notion de rentabilité propre à notre structure ne va pas toujours avec la recherche d'une qualité environnementale* ». Ces employés appellent à plus d'environnement dans la dynamique actuelle. « *Si on fait bien les choses, cela peut être compatible* », nous dit ainsi un chargé de mission. Pour un autre, « *aujourd'hui, le débat ne concerne pas la prise en compte ou non de l'environnement, celle-ci est acquise. Le débat serait plutôt autour du "comment"* ». Plus virulent, un cadre dirigeant estime, lui : « *on va dans le mur. Les approches actuelles de développement ne sont pas durables. Il faut revenir sur les fondements de ces approches et donner une attention plus forte aux enjeux environnementaux* ».

Aussi surprenant que cela puisse paraître (de la part de personnes travaillant dans une agence d'aide au développement), la position « l'environnement refondateur » de notre typologie est aussi représentée en interne, quoique bien plus rare : « *On ne peut pas avoir développement et durabilité à la fois. Ces deux notions sont antinomiques* ». « *D'expérience, je n'ai jamais vu de projet de croissance économique et sociale qui s'accompagne d'améliorations environnementales* ». « *On fait de la tambouille avec le concept de croissance verte. Cela ne peut exister* ». Ou bien encore : « *sur le long terme, nous serons amenés à diminuer cette qualité de vie, contraints et forcés, par manque de ressources naturelles* ». Pour ces employés, le développement n'est pas compatible avec une préservation durable de l'environnement.

On retrouve donc, dans l'expression des employés de l'AFD, toute la gamme des positions contrastées sur les relations entre environnement et développement que nous avons recensées plus haut dans la littérature. Cette enquête souligne donc l'existence d'un décalage important entre le discours unanime de l'organisation et une partie des positions de ses agents. Cette diversité de points de vue et de positions accentue la complexité des réflexions et des décisions à prendre pour renforcer l'action environnementale au sein du développement.

Discussion-conclusion

Au terme de cette étude, la grille de lecture proposée *supra* permet d'identifier les principales positions existantes et de qualifier la nature et le niveau des ambitions poursuivies dans les efforts pour articuler environnement et développement. « Environnement surévalué », « environnement intégré », « environnement, une priorité » et « environnement refondateur », les quatre positions-types que nous avons proposées à partir de la littérature, reflètent bien les différentes perspectives défendues dans la pratique au sein des débats sur l'environnement.

En ce qui concerne plus précisément les bailleurs de fonds, cette typologie permet de caractériser le positionnement officiel de l'AFD, à savoir celui que nous avons nommé « environnement intégré ». Cette position est similaire pour l'ensemble des grandes agences publiques de financement de l'aide au développement, il convient donc de bien la cerner. Ainsi, lorsque les documents de l'AFD définissent le développement durable comme le « *marqueur identitaire* » de l'Agence (AFD, 2012), lorsqu'ils affirment la vocation de cette dernière à participer à la fois à la croissance économique, à la lutte contre la pauvreté et à préservation de la planète, il s'agit d'affirmer la nécessité d'intégrer à un développement qui se poursuit, une prise en compte active des questions environnementales et sociales. Il ne s'agit pas de réorienter le développement. Est-ce suffisant, ou trop peu ? La réponse dépend évidemment de la perspective générale que l'on adopte sur les questions environnementales. Mais, pour ceux qui voudraient qu'une priorité plus grande lui soit donnée au regard de l'érosion croissante de la biodiversité, il convient sûrement de poursuivre les efforts importants déjà consentis.

Nous avons vu, par ailleurs, qu'au-delà du positionnement institutionnel et homogène de l'AFD, la typologie proposée a permis d'identifier et d'explicitier des différences d'opinion ou d'analyse très fortes coexistant au sein de l'organisation. En cela, l'analyse vient illustrer une conséquence essentielle de la domination actuelle du modèle « l'environnement intégré » dans l'action publique de développement, et plus généralement dans tout le discours public sur l'environnement. Cette domination tend à faire paraître dépassées les différences de position sur la relation environnement/développement. En fait, elle ne fait que les refouler, comme nous l'avons découvert en écoutant les agents de l'AFD lors d'entretiens approfondis. Or, l'expression et la discussion de ces différences de point de vue et d'analyse, au sein des organisations de développement, seraient très utiles pour évaluer et conduire des efforts actuels d'intégration de l'environnement, qui posent encore des difficultés importantes. Elles seraient *a fortiori* indispensables pour envisager une éventuelle poursuite de l'évolution de l'aide publique au développement vers des

conceptions des pratiques plus ambitieuses d'un point de vue écologique. À nos yeux, la tendance que nous avons constatée au refoulement de ces divergences et débats (ou, du moins, à leur forte atténuation) pose problème. La question est maintenant de savoir comment rouvrir aux différents niveaux d'organisation de l'action publique de développement un débat contradictoire constructif, mais qui ne s'enferme pas dans une vision trop étroite, ou trop ambiguë, de l'articulation entre développement et environnement. Nous espérons que le présent texte pourra y contribuer. En effet, la coexistence de positions et de visions contrastées sur la relation environnement-développement peut constituer un frein puissant au tournant environnemental attendu si elle n'est pas assumée et si seules les voix dominantes sont écoutées. Elle peut, au contraire, devenir un tremplin pour débattre et tenter d'avancer dans la négociation et le débat, devenant alors sources de solutions.

Bibliographie

AFD (2012), *Plan d'orientations stratégiques 2012-2016*, Paris,
<http://www.afd.fr/webdav/site/afd/shared/PUBLICATIONS/Colonne-droite/Projet-orientation-strategique-VF.pdf>

ALLEGRE, C. (2007), *Ma vérité sur la planète*, Plon, Paris.

BAROUCH, G. (1989), *La décision en miettes, Systèmes de pensée et d'action à l'œuvre dans la gestion des milieux naturels*, L'Harmattan, Paris.

BECKERMAN, W. (1992), "Economic Growth and the Environment: Whose Growth? Whose Environment?", *World Development*, 20 (4).

BERRY, M. (1983), *Une technologie invisible ? L'impact des instruments de gestion sur l'évolution des systèmes humains*, Cahier, Centre de recherche en gestion de l'École polytechnique, Paris.

BERTRAND, F. (2004), *Planification et développement durable : vers de nouvelles pratiques d'aménagement régional ?* université de Tours.

BOULDING, K. (1950), *A Reconstruction of Economics*, John Wiley & Sons, New York.

BOUTAUD, A. (2005), *Le développement durable : penser le changement ou changer le pansement ?* Thèse de doctorat en sciences de la Terre et de l'environnement, École des mines de Saint-Etienne et université Jean Monnet, Saint-Etienne.

BRUNDTLAND, G. H. (1987), *Our Common Future: The World Commission on Environment and Development*, Oxford University Press, Oxford.

BRUNEL, S. (2008), *A qui profite le développement durable ?* Larousse, Paris.

DALY, H. (1990), "Commentary: Toward some Operational Principles of Sustainable Development", *Ecological Economics*, 2 (1).

DALY, H. (1968), "On Economics as a Life Science", *Journal of Political Economy*, 76 (3).

DOBSON, A. (1996), "A Typology of Environmental Sustainabilities", *Environmental Politics*, 5 (3).

FERRY, L. (1992), *Le nouvel ordre écologique*, Grasset, Paris.

HLADY RISPAL, M. (2002), *La méthode des cas, Application à la recherche en gestion*, De Boeck université, Bruxelles.

LATOUCHE, S. (2004), « Et la décroissance sauvera le Sud », *Le Monde diplomatique*, novembre.

LATOUCHE, S. (2003), « Brouillons pour l'avenir : contributions au débat sur les alternatives », *Les Nouveaux Cahiers de l'IUED*, n° 14, PUF, Paris/Genève.

LEMENAGER, T., A. AHMIN-RICHARD et L. MERMET (2012), « Les organisations publiques d'aide au développement et la dialectique environnement-développement », *[VertigO] – la revue électronique en sciences de l'environnement*, Volume 12, Numéro 1, <http://vertigo.revues.org/12145>, DOI : 10.4000/vertigo.12145

LEROY, M. (2006), *Gestion stratégique des écosystèmes du fleuve Sénégal*, L'Harmattan, Paris.

LOMBORG, B. (2004), *L'écologiste sceptique : le véritable état de la planète*, Le Cherche-midi.

MARECHAL, J. (1996), « L'écologie de marché, un mythe dangereux », *Le Monde diplomatique*, 511.

MARECHAL, J. (1995), « Économie et environnement, questions de méthodes et questions de principes », *Écologie & Politique*, 15.

MEA (2005), *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*, World Resources Institute.

MEADOWS, D.H., D.L. MEADOWS, J. RANDERS et W.W. BEHRENS (1972), *Halte à la croissance*, Fayard, Paris.

MERMET, L., R. BILLÉ et M. LEROY (2010), "Concern-Focused Evaluation for Ambiguous and Conflicting Policies: an Approach from the Environmental Field", *American Journal of Evaluation*, 31(2).

MEUNIER, A. (2004), *Controverses autour de la courbe environnementale de Kuznets*, Document de travail, université de Bordeaux VI.

NAESS, A. (1973), "The Shallow and Deep Ecology, Long-Range Ecology Movement, A Summary", *Inquiry*, 16 (1).

PASSET, R. (1979), *L'économie et le vivant*, Payot, Paris.

PNUE (2007), *Global Environmental Outlook (GEO4), Environment for Development*, Nairobi.

RIVELINE, C. (2005), *Évaluation des coûts, éléments pour une théorie de la gestion*, Presses de l'École des mines, Paris.

ROBBINS, L. (1945), *An Essay on the Nature and Significance of Economic Science*, Macmillan, Londres.

ROSSI, G. (2000), *L'ingérence écologique*, CNRS, Editions Espaces et Milieux, Paris.

RUMPALA, Y. (2003), *Régulation publique et environnement : questions écologiques, réponses économiques*, L'Harmattan, Paris.

SEVERINO, J.-M. (2010), *Intervention personnelle à la Conférence du FFEM à Paris le 6 avril*, http://www.ffem.fr/jahia/webdav/site/ffem/shared/ELEMENTS_COMMUNS/U_ADMIFFEM/Evenements/JM%20SEVERINO.pdf

SOLOW, R. (1986), "On the Intergeneration Allocation of Natural Resources", *Scandinavian Journal of Economics*, 88 (1).

SUKHDEV, P., H. WITTMER, C. SCHRÖTER-SCHLAACK, C. NESSHÖVER, J. BISHOP, P. TEN BRINK, H. GUNDIMEDA, P. KUMAR et B. SIMMONS (2010), "TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity for National and International Policy Makers – Maintreaining the Economics of Nature – a Synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of TEEB", TEEB Reports, United Nations Environment Programme, European Commission, The German Federal Environment Ministry.

TURNER, K. (1993), *Sustainable Environmental Economics and Management, Principles and Practices*, Belhaven Press, Londres.

VITOUSEK, P.M., R.R. EHRLICH, A.H. EHRLICH et P.A. MATSON (1986), "Human Apropriation of the Products of Photosynthesis", *BioScience*, 36 (6).

VIVIEN, F.-D. (2005), *Le développement soutenable*, La Découverte, Repères, Paris.

VIVIEN, F.-D. (2001), « Histoire d'un mot, histoire d'une idée : le développement durable à l'épreuve du temps », in JOLLIVET, M. (Éd.) *Le développement durable, de l'utopie au concept*, Elsevier, Paris.

VIVIEN, F. D. (1994), *Économie et écologie*, La Découverte, Repères, Paris.

YIN, R. K. (1990), *Case Study Research: Design and Method*, Sage Publications, CA, Beverly Hills.

1.2. Le tournant environnemental : qui porte le changement et comment ?

Laurent MERMET et Tiphaine LEMÉNAGER

À mesure que la nécessité d'un tournant environnemental dans le développement est affirmée, apparaissent aussi plus clairement la diversité et l'ampleur des défis que ce tournant comporte : controverses sur les principes, les buts très différents qui peuvent prétendre à le guider, difficulté d'organiser l'action en faveur du tournant écologique (en particulier sur les questions de biodiversité), puissance persistante des mouvements de fonds et des options (techniques, économiques, d'aménagement, etc.) qui constituent le moteur de la dégradation de l'environnement. Faut-il parler de résistance au changement, d'inertie, de difficulté à changer ? Toujours est-il que le développement met en jeu des forces et des masses qui font du tournant environnemental un très grand défi.

Certes, une première étape semble franchie avec l'affirmation institutionnelle largement partagée des principes et orientations d'un tournant vers le développement durable, de la volonté de prendre en charge les questions climatiques et la biodiversité. Mais il ne suffit pas d'affirmer des intentions, aussi officielles soient-elles. Pour paraphraser le titre d'un ouvrage célèbre (Crozier, 1988), le tournant environnemental ne se prend pas par décret. Il a fallu beaucoup d'efforts pour parvenir à ce que l'objectif d'arrêter l'érosion de la biodiversité soit entériné par les instances politiques internationales. Maintenant que c'est le cas, tout ou presque reste encore à faire. Qui peut agir, et comment, pour que les intentions environnementales dorénavant affichées se traduisent sur le terrain par des actions qui débouchent effectivement sur des changements tangibles dans les résultats écologiques du développement, dans l'état de la biodiversité ?

Cette question est précisément la problématique fondamentale de l'analyse stratégique de la gestion environnementale (ASGE), approche que nous développons collectivement depuis le début des années 1990 ^[12], et qui propose un cadre d'analyse et des concepts clés pour décliner et organiser plus avant la question de l'action pour le changement en faveur de l'environnement (Mermet, 1992; Mermet *et al.*, 2005 ; Mermet, 2011). Le présent chapitre a pour objet d'examiner dans quelle mesure les concepts et les orientations de diagnostics proposés par l'ASGE peuvent éclairer le défi que le tournant environnemental pose aux opérateurs de l'aide au développement. Pour ce faire, nous examinerons cinq axes clés que propose l'ASGE pour l'analyse des

[12] Cf. notamment les textes fondateurs et de synthèse : Mermet, 1992 ; Mermet *et al.*, 2005 ; Mermet, 2011.

situations problématiques d'environnement (Mermet, 2011). Nous introduirons ainsi successivement (1) le rôle fondamental que joue l'organisation du développement en secteurs (agricole, énergétique, etc.), (2) le rôle clé d'acteurs dont la fonction principale est d'impulser le changement en faveur de l'environnement et que nous appelons acteurs d'environnement, (3) le caractère stratégique et la part de conflit/tension que comporte toute action visant un changement, (4) l'intérêt de raisonner au regard de préoccupations clairement explicitées en matière de biodiversité et, enfin, (5) la nécessité d'analyser et d'évaluer les actions entreprises pour le tournant environnemental au regard de l'ensemble de la dynamique du développement, dont les effets sur la biodiversité dépassent souvent de loin ceux des mesures spécifiques prises en faveur de cette dernière. Pour chacun de ces axes d'analyse, nous exposerons le principe avant d'examiner sa pertinence dans le domaine de l'aide au développement, et les directions de travail qu'il indique pour progresser dans le sens du tournant environnemental. Nous nous efforcerons également de montrer comment ils s'articulent entre eux. Nous concluons en soulignant certains aspects des défis du tournant environnemental qui, dans une perspective stratégique, ont une importance particulière pour les opérateurs du développement.

1.2.1. L'organisation sectorielle du développement : une donnée fondamentale pour l'action en faveur de la biodiversité

Parce qu'elle est d'abord attentive aux difficultés rencontrées dans l'action concrète pour impulser des changements favorables à l'environnement, et parce qu'elle accorde une importance clé à l'organisation de l'action, l'ASGE appelle à accorder une attention particulière à l'organisation sectorielle des activités humaines. Pour le comprendre, il suffit de s'intéresser aux principaux processus dommageables qui impulsent la dégradation de la biodiversité : l'intensification industrielle de l'agriculture, le défrichement agricole, l'exploitation de forêts anciennes, l'emprise des plantations forestières, le cloisonnement des habitats par la construction d'infrastructures linéaires, l'exploitation excessive des ressources halieutiques, etc. Chacun de ces processus ne constitue pas seulement la somme d'initiatives individuelles, mais est impulsé et encadré par un secteur d'activité donné (agricole, énergétique, forestier, industriel, transport, etc.). Cette organisation sectorielle souvent complexe et multifactorielle engendre des obstacles majeurs pour l'action de changement. Pour l'illustrer, imaginons que l'on propose à une exploitation agricole un changement de pratiques pour sortir d'un système de production trop dommageable pour la biodiversité. On découvrira rapidement que l'exploitation agricole est encadrée par une multitude d'acteurs des filières agricoles : des entreprises qui lui vendent certains types d'intrants, des structures de conseil technique qui lui indiquent certaines directions à prendre, des

organismes syndicaux et professionnels qui combattent certaines orientations et en promeuvent d'autres, l'administration agricole dont les normes, les financements et les programmes d'infrastructures (irrigation, etc.) constituent un puissant moteur ou un puissant frein au changement. Ce n'est pas que la conduite de l'exploitation soit rigidement déterminée par le secteur agricole, mais elle s'inscrit dans son champ de force organisationnel, et cette inscription représente une donnée fondamentale lorsqu'il s'agit de penser et mettre en œuvre toute action en faveur d'un tournant environnemental de l'exploitation agricole.

De façon plus générale, quel que soit le secteur d'activité visé, lorsque l'on voudra impulser des orientations en faveur de la biodiversité, les positions, l'organisation et les stratégies de ce secteur vont devenir des éléments décisifs du contexte d'action. Ceci vaut d'ailleurs que l'impulsion de changement vienne de l'extérieur du secteur (d'une ONG environnementale, du ministère de l'Environnement, d'une politique nationale transversale) ou de l'intérieur du secteur (d'initiatives pour le changement menées par des groupes d'agriculteurs, ou par des opérateurs qui défendent des méthodes particulières de production). Raisonner en termes de secteur, ce n'est pas évoquer des masses de pression ou de résistance au changement plus ou moins obscures, mais simplement prendre acte du fait (à la fois inévitable et légitime mais lourd de conséquences) que les productions et services sont le fait d'activités organisées à grande échelle. Ainsi, pour produire des denrées agricoles, il faut des exploitations mais aussi des filières d'amont et d'aval, des organisations de conseil agricole, des institutions représentatives des agriculteurs, des instituts de recherche, des administrations agricoles. Tous ces intervenants coordonnent leurs actions entre eux et, au final, l'action de chacun n'a de sens qu'au regard de, ou grâce à, celle des autres. Du point de vue organisationnel, c'est-à-dire en donnant toute leur importance aux interdépendances et aux coordinations que suppose l'action collective, le secteur est une structuration fondamentale du développement.

Cette composante essentielle des systèmes d'action est pourtant estompée, voire complètement absente de la plus grande partie de la littérature consacrée à l'environnement et au développement durable. Cette dernière est plutôt dominée par un regard institutionnaliste, qui met en avant les procédures d'expression de la volonté collective, d'affirmation des principes régulateurs, de définition et de mise en œuvre des règles à l'échelle de l'ensemble d'une collectivité. Certes, un tel regard est important quand il s'agit de négocier et d'affirmer les orientations d'ensemble d'une collectivité en matière d'environnement. Mais pour produire concrètement le changement, la dimension organisationnelle (les logiques et le fonctionnement propres de chaque organisation, les mécanismes de coordination de fait entre les organisations, les stratégies d'alliance, de rivalité ou d'antagonisme, les dispositifs

gestionnaires qui sous-tendent le fonctionnement intra- et inter-organisationnel, etc.) est décisive. Au moment où nous peinons tant à concrétiser les engagements publics en matière de biodiversité, l'ASGE nous invite à changer la focale de l'analyse pour passer de la dimension institutionnelle (où s'officialisent les objectifs et les règles) à la dimension organisationnelle (où se joue, de fait, la mise en œuvre). On est alors conduit à poser l'organisation sectorielle du développement au centre de l'analyse.

Cette invitation nous semble particulièrement pertinente pour les opérateurs de l'aide au développement. Que leurs activités prennent la forme du don, du prêt, ou d'une assistance technique, elles portent en grande partie^[13] sur des projets sectoriels (un barrage, un réseau routier, une aide à l'encadrement de l'aménagement forestier, etc.) impliquant divers acteurs du secteur visé. Ce contexte sectoriel est d'ailleurs important en pratique pour ces opérateurs de l'aide au développement, qui ont besoin d'inscrire leur action dans un système organisé fiable. Ils dépendent de relais établis entre leurs financements et les destinataires qui doivent en bénéficier. Pour un projet donné, ce relais organisé, fiable, c'est précisément l'organisation inter-échelles et inter-organisationnelle du secteur visé qui l'apporte. Un financement français dédié au développement rural pourra toucher des paysans au Burkina Faso grâce à des chaînes d'action qui passent par des consultants, des ONG ou des organismes de recherche appliquée français du secteur agricole, par l'administration agricole burkinabé et ses propres relais, par des ONG locales, des organisations socio-professionnelles locales, peut-être même par des entités internationales du secteur agricole, le tout sous la houlette d'un chef de projet sectoriel (encore appelé technique) basé au siège du bailleur français. L'organisation interne des bailleurs vient en effet refléter l'organisation sectorielle des pays dans lesquels ils interviennent. L'importance des secteurs est donc inscrite dans leur propre organisation, qui croise le plus souvent des divisions géographiques avec des divisions sectorielles.

Lorsque le bailleur voudra agir pour favoriser le tournant environnemental, pour régler un problème en matière de biodiversité, la prise en compte de cette donnée sera fondamentale dans la conception et la conduite de l'action. Toute une série de questions devront être posées pour assurer l'efficacité des actions menées. Si l'action de changement vise l'amélioration environnementale d'un secteur donné et est impulsée de l'extérieur de ce secteur (par des opérateurs spécialisés dans la biodiversité, par exemple), quel accueil recevra-t-elle des opérateurs du secteur ? Si, au contraire, elle émerge à l'intérieur même du secteur, portée par certains de

[13] En particulier quand il s'agit d'opérations aux impacts directs et tangibles sur la biodiversité.

ses acteurs, sur quels relais et quels appuis peut-elle compter ? Comment va-t-elle pouvoir influencer les dynamiques internes du secteur, ou au contraire, quelles résistances au changement peuvent-elles lui opposées par quelles forces internes au secteur ?

Notons, avant de conclure sur ce thème, que le rôle des secteurs productifs dans les situations d'action du tournant environnemental est ambivalent. Dans certains cas, ils peuvent apporter des relais organisationnels pour porter le changement, mais dans d'autres, ils constituent un facteur de résistance au changement. D'un côté, il est difficile de changer sans la collaboration du secteur d'activité concerné ; de l'autre, on ne peut attendre en général d'un secteur d'activité qu'il opère spontanément pour résoudre un problème de biodiversité. On ne peut attendre qu'il impulse de sa propre initiative toutes les transformations souhaitables dans des pratiques et des activités qu'il a lui-même parfois difficilement mis en place et qu'il s'emploie par conséquent souvent à défendre avec beaucoup d'énergie (Gaudefroy de Mombynes, 2007). Pour l'action environnementale, l'organisation sectorielle du développement est donc un aspect non seulement essentiel à prendre en compte mais aussi complexe et délicat du point de vue stratégique. Il mérite la plus grande attention lors du diagnostic de chaque dossier de biodiversité.

1.2.2. L'acteur d'environnement ou : « qui est l'acteur moteur pour le changement en faveur de la biodiversité ? »

Une autre question organisatrice, plus fondamentale encore, est de savoir qui porte l'action en faveur du tournant environnemental ou, pour reprendre les termes proposés par l'ASGE, qui est « l'acteur d'environnement ». Bien sûr, aujourd'hui, nombreux sont ceux qui se présentent sur le devant de la scène et affirment : « *c'est moi qui porte l'environnement* ». Ils sont nombreux à n'avoir pas tout à fait tort si « porter » consiste à exprimer à l'occasion une préoccupation pour l'environnement, à se mettre sans protester autour de la table pour en discuter et, au final, à en tenir compte en prenant quelques mesures. Mais porter un changement en faveur de l'environnemental dans un contexte d'action stratégique va bien au-delà : c'est en être l'initiateur, le pousser de façon habile et obstinée face à d'autres acteurs pour qui c'est une préoccupation parmi d'autres et donc souvent (selon la litote familière), pas réellement une priorité ; c'est porter cette question jusqu'au bout, c'est-à-dire jusqu'à ce que le changement ait lieu et que, d'un coup, tous les acteurs puissent faire comme s'ils l'avaient tous porté.

Qui est donc cet « acteur d'environnement » ? La question conduit vite au grand écart entre, d'un côté, une vision stéréotypée sur les porte-paroles de l'environnementalisme (« ce sont les ONG environnementales ») et, de l'autre, une vision critique systématique qui dénie toute légitimité à ces acteurs du plaidoyer en faveur de l'environnement. En réalité, chaque fois que l'on ouvre un dossier de biodiversité, qu'il ait abouti ou qu'il soit encore en balance, on constate que la question du portage est complexe et peut donner lieu à des réponses qui se discutent. Il n'en reste pas moins que l'on peut diagnostiquer sans grande difficulté, pour chaque dossier, quelles dynamiques d'action (et donc quels acteurs) portent l'enjeu biodiversité et quelles dynamiques (et donc quels acteurs) freinent. Et même si nombre de ces acteurs sont aujourd'hui un peu « schizophrènes » (pour utiliser une expression impropre mais répandue), il n'est jamais si difficile de les situer les uns par rapport aux autres, du point de vue du portage effectif du problème de biodiversité. L'« acteur d'environnement » de l'ASGE, c'est à la fois une dynamique d'action et les acteurs qui la portent. Ce n'est pas un redresseur de tort stéréotypé ; ce n'est pas davantage l'ensemble indifférencié des nombreuses parties prenantes d'un dossier affichant une certaine velléité environnementale (ou tout du moins ne s'y opposant pas) ; c'est une réponse précise à la question : dans ce dossier de biodiversité, à l'instant « t », quels sont ceux qui portent activement la préoccupation de biodiversité dans les interactions stratégiques entre les parties prenantes ?

Dans notre réflexion sur l'action des opérateurs d'aide au développement en faveur du tournant environnemental, la question de l'acteur d'environnement est essentielle. Comme nous l'avons vu, ils ne peuvent en effet pas compter sur les dynamiques propres du développement et des secteurs qui le conduisent, pour prendre à leur seule initiative un tournant si difficile par rapport aux directions aujourd'hui suivies. Contribuer au tournant environnemental dans l'aide au développement passe donc nécessairement, au moins en partie, par un appui aux acteurs d'environnement. Il peut s'agir d'acteurs extérieurs aux secteurs identifiés comme dommageables à l'environnement. Ceux-là, porteurs de projets dédiés à la biodiversité (par exemple des projets d'aires protégées, de restauration écologique) forment en quelque sorte un secteur de la biodiversité en émergence. Il peut aussi s'agir d'appuyer des acteurs internes à un secteur qui prennent des positions en faveur du changement et entreprennent d'agir de l'intérieur sur d'autres acteurs de leur propre secteur dont les activités ou les projets posent problème pour la biodiversité.

Pour cet appui, l'opérateur d'aide au développement dispose au fond des mêmes outils que pour ses autres interventions : le soutien financier aux projets portés par des acteurs d'environnement publics ou privés, l'aide technique plus directe, et en

amont les outils de conception et de gestion de l'aide. La difficulté de l'appui aux acteurs d'environnement ne porte donc pas sur les outils d'intervention, mais sur la situation organisationnelle et stratégique de ces acteurs qui portent les préoccupations de biodiversité. Soulignons trois enjeux qui ressortent d'entretiens et d'études de terrains comme ceux qui font l'objet du présent ouvrage :

- (i) l'action en faveur de la biodiversité constitue un secteur en émergence, peu organisé, et où seuls de rares intervenants ont la capacité financière et les ressources administratives et juridiques pour opérer comme des destinataires de choix pour l'aide ;
- (ii) les projets à soutenir seraient potentiellement nombreux, mais ils possèdent des caractéristiques gestionnaires peu attractives pour les opérateurs de l'aide au développement, par exemple des montants modestes pour des projets fragmentés, un succès dépendant de processus de mise en œuvre longs et complexes, etc. ;
- (iii) venir en appui à l'acteur d'environnement externe ou interne, c'est lui apporter du soutien dans une action qui, pour une bonne part, consiste à remettre en cause des projets et des orientations de certains secteurs du développement. Or, les bailleurs de l'aide au développement étant fortement engagés par ailleurs au côté des secteurs du développement, appuyer un acteur d'environnement qui les met en cause peut conduire à des tensions et contradictions qu'il faudra alors gérer d'un point de vue organisationnel et stratégique.

Pourtant, même si ces difficultés sont bien réelles et qu'elles doivent être gérées, un bailleur de l'aide au développement qui entend contribuer de façon significative au tournant environnemental, à la prise en charge de la biodiversité, ne peut se passer d'appuyer les acteurs spécialisés dans le portage de la cause environnementale. C'est parfois déjà le cas, comme l'illustrent, par exemple, les partenariats établis entre l'AFD et l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN), entre l'AFD et *Conservation International* ou bien encore entre l'AFD et *Kenya Wildlife Service* (KWS), l'agence publique kenyane en charge des aires protégées. Mais ces partenariats restent trop rares et surtout très fragiles.

1.2.3. L'action environnementale est une action stratégique au plein sens du terme

L'approfondissement de la dimension stratégique de l'action menée en faveur de la biodiversité constitue un troisième axe du cadre d'analyse de l'ASGE. Pour l'appréhender, il est nécessaire (i) de réaliser en quoi l'action « pour faire changer le changement » est stratégique et (ii) d'élargir l'attention portée aux acteurs

d'environnement pour embrasser les relations structurelles et stratégiques avec les autres acteurs, relations qui sont décisives pour la conduite de l'action de changement.

Sur le premier point, il est frappant de constater à quel point la notion de stratégie est omniprésente dans le champ de la biodiversité : stratégies pour la création d'aires protégées, stratégies nationales pour la biodiversité, et mille autres déclinaisons à toutes échelles, et sur tous sujets. En ce sens, la stratégie mondiale proposée par l'UICN en 1980 (UICN, 1980) a engendré une nombreuse descendance à la fois par son mode de présentation sous forme de « stratégie » et par ses contenus qui, si l'on passe sur quelques variations et innovations de vocabulaires survenues depuis, inspirent encore les orientations actuelles pour la biodiversité. Mais toutes ces « stratégies » sont-elles vraiment des stratégies au plein sens du terme ?

Mintzberg *et al.* (1995) définissent la stratégie comme « *le schéma ou le plan qui intègre en un tout cohérent les objectifs principaux d'une organisation, ses choix directeurs (policies) et ses programmes d'action. Une stratégie bien formulée permet de mettre en ordre et d'allouer les ressources de l'organisation sur la base d'une posture unitaire et viable, fondées sur ses compétences et faiblesses internes, les changements anticipés dans son environnement et les mesures en partie imprévisibles prises par des opposants intelligents* [pour faire échouer l'action de l'organisation] ». Moyennant la transposition nécessaire pour passer de l'action d'une organisation à l'action organisée d'une collectivité, c'est bien ce que proposent les documents qui posent des stratégies pour la biodiversité à un point près (mais il est crucial) : le fait de nommer clairement les « *opposants intelligents* » susceptibles d'agir pour les faire échouer et en limiter la portée. Pas de diagnostic sur eux et, *a fortiori*, pas de prise en compte claire dans la formulation de la stratégie. Or cette dimension n'est pas un à-côté optionnel de la stratégie. Que serait une stratégie commerciale qui ne s'intéresserait pas à la concurrence, une stratégie politique qui éluderait la compétition politique ou encore, exemple qui fait sourire, une stratégie militaire qui penserait le déploiement des forces sans s'intéresser aux mouvements de l'adversaire ? En l'absence de cette dimension fondamentale, en l'absence de concurrents, d'opposants ou d'adversaires, on ne peut parler réellement de stratégie.

S'agissant du tournant environnemental, dès lors que l'on soutient des acteurs qui portent des causes de biodiversité face à d'autres acteurs du développement (qui peuvent, pour paraphraser la définition de la stratégie par Mintzberg *et al.* [*ibid.*], agir intelligemment pour se soustraire à cette impulsion) les relations de pouvoir souvent officieuses qui en découlent vont devenir un enjeu décisif de la stratégie d'action. De fait, chaque fois que nos recherches de terrain nous ont conduit à

approcher un acteur d'environnement pris dans l'action, nous avons pu constater à quel point la réflexion sur cette dimension de la stratégie est permanente et centrale dans sa conduite de l'action. Elle l'est tout autant dans sa relation avec les opérateurs, comme ceux de l'aide au développement, qui peuvent leur apporter ou leur refuser leur appui, qui peuvent aussi soutenir des projets défavorables à la biodiversité. Elle l'est également, au sein même de l'organisation d'aide au développement, pour les agents spécialisés qui sont amenés à conduire ou à financer des actions en faveur du tournant environnemental. Dans la perspective d'une analyse stratégique de la gestion environnementale, faute de prendre en compte cette dimension stratégique au sens fort, on passerait à côté d'une dimension décisive de la gestion de la biodiversité. Bien sûr il ne s'agit pas, pas plus que dans les autres domaines d'action stratégique que nous avons évoqués plus haut (militaire, commercial, etc.), de tout ramener à la perspective d'une confrontation. Mais il importe de tirer les conséquences du fait que celle-ci est toujours – peu ou prou – présente, même sous des formes discrètes, et qu'on ne l'ignore qu'au détriment des objectifs que l'on porte.

Cette attention à la part de confrontation, au moins latente, que comporte l'action de changement est particulièrement utile pour éclairer les opérateurs du développement dans le labyrinthe des tensions que génère inévitablement leur appui à des acteurs qui portent la cause de la biodiversité face à certaines dynamiques du développement. Engagé dans le soutien à des actions pour le tournant environnemental, l'opérateur de l'aide au développement se trouve face à une nébuleuse d'acteurs en tension les uns avec les autres, bien au-delà de ce qu'il connaît dans l'expérience interne à tel ou tel secteur. La perspective de lecture stratégique lui fournit comme une boussole, avec des principes d'orientation simples à appliquer dans chaque cas de terrain. Quels sont dans tel cas les acteurs qui portent la cause de l'enjeu de biodiversité ? Induisant quelles alliances et quelles tensions avec quels autres acteurs ? Et en quoi une lecture plus claire de cette géométrie des tensions stratégiques peut-elle m'aider à mieux conduire mon appui au tournant environnemental ?

Si on la ramène à ses polarités les plus simples (c'est bien là le rôle d'une boussole), la situation d'action pour le tournant environnemental (du plus petit au plus mondial des dossiers) met en tension trois types d'acteurs : l'acteur d'environnement (le portage de la dynamique d'impulsion du changement), l'acteur sectoriel (l'action organisée qui porte les activités de production ou d'aménagement mettant en jeu la biodiversité) et l'acteur régulateur (les acteurs ou l'institution qui sont en position d'articuler ces deux forces, par exemple un État qui institue un zonage entre des zones forestières à exploiter et d'autres à conserver). Nombre d'études de cas s'appuyant

sur ce cadrage de l'ASGE ont montré le caractère éclairant de cette approche structurale, pour étudier les relations entre acteurs d'environnement et tel ou tel secteur du développement (voir par exemple Billé, 2004 ; Taravella, 2008), mais aussi au sein même d'une organisation qui porte à la fois des activités productives et une volonté de prise en charge de l'environnement (Gaudefroy de Mombynes, 2007).

Pour qu'une telle analyse soit utile, une condition est cependant nécessaire : il faut se donner les moyens, dans chaque terrain et à la mesure du contexte d'action, de s'engager dans un vrai diagnostic de jeux d'acteurs complexes, souvent discrets, toujours en partie ambigus, et dont les configurations évoluent rapidement au regard de l'échelle temporelle de l'action opérationnelle d'aide au développement. En bref, il faut se rappeler qu'une boussole n'est pas une carte. Les polarités qu'elle propose (nord, sud, est, ouest) sont particulièrement utiles alors même qu'elles sont infiniment plus simples que toute cartographie. De fait, une fois posées les polarités inhérentes à un espace (pour ce qui nous concerne, celles qu'induit l'action pour le tournant environnemental), la carte de cet espace reste à établir, dans toute la complexité de chaque situation. Après un vrai diagnostic du jeu des acteurs, on y verra plus clair, du moment que ce diagnostic ne nous fait pas perdre le nord, et éclaire bien la différenciation entre les acteurs qui poussent en faveur de l'enjeu biodiversité, et ceux qui freinent.

1.2.4. Spécifier de manière pertinente quel objectif de biodiversité guide l'analyse et l'action

Quel est cependant ce « nord », ce cap que vise un tournant environnemental ? Du point de vue de l'ASGE, l'ensemble des diagnostics sur les acteurs, sur l'organisation, sur les processus, ne prennent sens et ne peuvent être conduits qu'au regard d'objectifs environnementaux préalablement explicités. Comment, par exemple, analyser l'acteur d'environnement (par définition, celui qui porte l'enjeu environnemental dans une situation) si l'on n'a pas défini, au départ, quel enjeu environnemental il portait ? La flèche du raisonnement part donc des objectifs environnementaux à atteindre, des défis à relever en matière de biodiversité, pour aller vers la compréhension des situations d'action, des stratégies d'acteur, etc. Chaque fois que l'on ouvre un dossier, la clarification et l'explicitation solide des objectifs de biodiversité qui serviront de référence pour l'analyse et l'action constituent le premier des axes d'analyse à instruire^[14]. Une telle approche – définir un objectif explicite de biodiversité et analyser (en référence à cet objectif) les situations sociales, politiques, etc. –

[14] Même si ici, pour la clarté d'exposition du cadre d'analyse, nous avons retenu un ordre différent.

soulève évidemment des objections et difficultés diverses que nous discuterons ici en deux étapes : d'abord les objections de principe, ensuite les difficultés méthodologiques et tactiques.

Sur le plan des principes, ce cadrage, qui va des objectifs d'efficacité environnementale à l'analyse des conditions de l'action, soulève deux grands types d'objections qui peuvent donner lieu à des débats très vifs. La première est normative. À peine un objectif de biodiversité est-il posé comme base d'analyse, que les acteurs (ou les chercheurs proches des acteurs) qui sont gênés par cet objectif (ou par les conséquences auxquelles il peut conduire) ne manquent pas d'interjeter qu'un autre objectif (qu'il soit ou non de biodiversité) aurait pu/dû, être choisi ou ajouté pour guider l'analyse. Imaginons que nous préparions une analyse sur les actions possibles pour protéger la population africaine d'éléphants ; on pourrait nous objecter immédiatement : *« mais le problème, ce n'est pas l'éléphant, c'est le biome savane »* ou bien *« vous ne pouvez pas poser le problème de l'éléphant sans poser comme objectif central le fait de garantir à la petite paysannerie africaine de meilleures conditions de vie et de réelles perspectives de développement »*. Pour reprendre la formule employée par un tel objecteur dans un cas réel (Maya Leroy, com. pers.) : *« De quel droit [posez-vous cet objectif comme référence de votre analyse] ? »*. C'est peut-être cette formule qui exprime le plus clairement le fait que toute analyse stratégique clairement finalisée comporte une importante dimension normative, et à quel point cette normativité peut faire controverse.

La réponse à la question *« de quel droit ? »* est très simple sur le plan du principe : *« du droit de ceux qui attachent de l'importance à tel problème de biodiversité et qui, par conséquent, souhaitent analyser clairement comment il pourrait être résolu et comprendre ce qui fait (ceux qui font) obstacle à sa résolution »*. Elle semble d'autant plus évidente lorsque (et c'est souvent le cas) les objectifs de biodiversité choisis comme fondement de l'analyse stratégique font l'objet d'engagements politiques officiels, par exemple sur les zones humides, la déforestation, les espèces menacées, etc.

La difficulté et les objections viennent souvent du fait qu'une analyse stratégique menée à partir d'un enjeu de gestion clairement posé, quel qu'il soit, soulève inévitablement des problèmes de pouvoir parce qu'elle pointe des responsabilités, suggère des voies d'action, et qu'elle peut donc gêner. Le fait que les objectifs de biodiversité fassent l'objet d'engagements politiques ne change rien de ce point de vue. Nous opérons en effet dans le cadre de sociétés qui, du local à l'international, opèrent sur la base d'engagements politiques en partie contradictoires entre eux ; une situation dont nous avons vu qu'elle est au cœur de la problématique straté-

gique du tournant environnemental. Dès lors, il est légitime que les porteurs de chaque préoccupation spécifique (ici, la biodiversité) puissent l'instruire par des analyses et des diagnostics approfondis, y compris sur les changements qu'il faudrait attendre dans les préoccupations et les actions des autres acteurs. Il n'est pas acceptable en revanche, d'autoriser, au profit de ceux que de telles analyses peuvent gêner, une sorte de droit de veto tel que l'exprime la formule « *de quel droit ?* ». Le débat pluraliste est d'autant plus riche et légitime qu'il se situe en aval de telles analyses, et met en délibération des acteurs qui ont pu aller loin dans l'instruction des préoccupations divergentes qu'ils portent.

Cette conception du pluralisme s'inscrit à l'opposé de la notion implicite qui semble parfois prévaloir dans le champ de la biodiversité : en substance, on met les acteurs autour de la table, on se met d'abord d'accord sur les objectifs qui doivent servir de référence à l'analyse, et alors seulement on peut conduire l'analyse. Cette vision largement répandue, qui voudrait que l'on ne puisse bien traiter de problèmes comme ceux du développement ou de l'environnement qu'en traitant tous leurs aspects ensemble dans une démarche intégrée est aussi source d'objections à des analyses fondées sur des objectifs de biodiversité clairs. En concentrant l'analyse, pour un temps, sur les objectifs de biodiversité, on passerait à côté de problèmes et de liens essentiels des situations d'action. Ce serait bien le cas si le diagnostic posé par l'ASGE devait guider seul l'action. Or, ce n'est jamais le cas parce que l'action pour la biodiversité rentre toujours en négociation (voire en conflit) avec d'autres actions, qui s'appuient elles aussi sur des diagnostics partiels (par exemple sur les conditions de succès technique et économique de tel projet de développement agricole). L'intégration est le résultat de ces négociations (et de l'articulation des diagnostics qui l'accompagne) et non pas un cadre qui permettrait de faire l'économie de démarches où chaque enjeu (de biodiversité, d'économie, etc.) est instruit de façon approfondie pour lui-même (Billé, 2004). À l'inverse, en refusant ces diagnostics spécialisés, on prend le risque de diagnostics et de programmes d'action qui escamotent les enjeux les moins activement portés, souvent, les enjeux de biodiversité (Mermet, 2011).

La seconde objection de principe que rencontre une analyse stratégique reposant sur un objectif de biodiversité défini comme référence *a priori* se situe sur un plan plus théorique en apparence. Elle consiste, pour ceux qui s'y opposent, à pointer le fait que les objectifs sont construits, qu'il s'imposerait donc d'inclure dans la démarche une analyse de leur construction et, qu'en conséquence, on ne peut utiliser tel ou tel objectif de biodiversité comme hypothèse fondatrice de l'analyse. Sur le premier terme de la discussion, il n'y a pas de contestation : les objectifs, en matière de biodiversité comme ailleurs, sont des construits sociaux ; pour choisir

des termes plus provocants, même si leur base est tangible et réelle, la formulation d'objectifs qui peuvent servir de base à l'analyse est le résultat d'une fabrication scientifique, sociale, politique et juridique. Mais il n'en résulte nullement que l'analyse doit nécessairement inclure cette construction de l'objectif de référence, et donc le rejeter comme fondement d'analyse. Imaginons une recherche sur la question : comment lutter contre la faim dans telle région du monde ? Et imaginons qu'on y objecte tout de suite le fait que la faim, toute tangible qu'elle soit, est un construit social, politique, scientifique et juridique : quelle définition ? Comment les chiffres ont-ils été fabriqués ? Est-ce un problème de faim ou de pauvreté ?... Et que l'on veuille en faire suivre qu'il importe de faire porter l'analyse d'abord sur cela, et de suspendre en attendant l'étude des conditions de l'action contre la faim. On ne l'accepterait pas, et l'on aurait raison. On insisterait sur le fait que, si certains sont curieux d'analyser les manières dont est construit le problème de la faim, cela n'interdit pas à d'autres de travailler sérieusement sur les manières de le résoudre, en s'appuyant sur des objectifs et des normes de références qui ont, certes, une part de contingence qui pourront être révisés plus tard, mais qui généralement sont, d'ores et déjà, le résultat de nombre d'analyses et sur lesquels on peut légitimement s'appuyer dès maintenant pour conduire un travail sérieux et utile. C'est le même raisonnement qui justifie, sur le principe, le fait de fonder l'analyse d'une situation d'action pour la biodiversité sur des choix d'hypothèses clairs (même s'ils sont contingents) quant aux objectifs de biodiversité qui fondent cette analyse.

Si nous insistons sur ces questions de principe, c'est parce que nous avons pu constater à quel point elles entravent, dans la pratique, la conduite de diagnostics pour agir en faveur de la biodiversité. Pour un opérateur de l'aide au développement, l'enjeu est alors de réaliser qu'une des conditions à remplir pour avancer sérieusement sur les questions de biodiversité, est de conduire ou de s'appuyer sur des diagnostics spécifiques approfondis. Il est de refuser, à l'inverse, de présupposer en amont (au stade de l'explicitation des objectifs de biodiversité qui serviront de cadre aux études) des préarbitrages avec d'autres enjeux et problèmes qui restreindraient les perspectives au point de faire manquer, dès les étapes de diagnostic, des articulations essentielles pour le tournant environnemental.

Cependant, une fois levées les objections préliminaires de principe et de cadrage, une fois explicitement posée une question de biodiversité à traiter, les problèmes méthodologiques restent entiers. Ils sont familiers à tous : la complexité des situations, le caractère lacunaire des connaissances sur les mécanismes écologiques ou sociaux, le manque de données, etc. L'analyse stratégique ne permet évidemment pas de s'affranchir de ces problèmes et ne remplace pas un traitement compétent des diagnostics scientifiques et techniques sur la biodiversité. Elle les complète simple-

ment, par exemple, en levant des obstacles surajoutés, dont le plus important ici est la manipulation stratégique de l'incertitude (Mermet et Benhammou, 2005). Celle-ci consiste à utiliser les difficultés méthodologiques et les incertitudes, le côté toujours imparfait de la connaissance, pour entraver l'action. Or, une part d'incertitude, une imperfection de la connaissance, sont inhérentes à tous les dossiers, et pas seulement de biodiversité. Pour reprendre un exemple évoqué *supra*, comment réagirait-on devant un acteur qui dirait, en substance : « *Gardons-nous d'agir tout de suite pour soulager cette famine : nous ne connaissons ni le nombre exact des personnes affectées, ni leur degré exact de sous-alimentation et les cartes de leur localisations méritent d'être améliorées* » ? Or, des positions de cette sorte sont très fréquentes dans le champ de la biodiversité. Il est essentiel pour les opérateurs du développement, pour les analystes, pour les chercheurs, de ne pas se laisser embarquer dans des stratégies qui, sous couvert de parfaire les connaissances, remettent continûment l'action à plus tard. Il importe, certes, d'investir pour approfondir les connaissances ; il importe tout autant d'investir dans l'action au vu des connaissances disponibles ; et il importe que l'effort pour mieux connaître ne soit pas utilisé pour différer une action qui serait pertinente au regard des connaissances disponibles. L'enseignement à retenir pour les opérateurs de développement est de faire progresser ensemble action et connaissance, comme ils le font déjà dans les domaines d'action où ils investissent déjà avec succès.

Nous avons beaucoup insisté sur ce quatrième axe de l'analyse stratégique car il conditionne les autres, et parce que c'est souvent sur ce registre de l'articulation entre volets normatif, scientifique et stratégique des diagnostics de situations de gestion de la biodiversité, que l'action des opérateurs achoppe dans la pratique.

1.2.5. Gestion effective : resituer l'action en faveur de la biodiversité dans l'ensemble des activités humaines qui, in fine, la déterminent

Nous serons plus bref sur le cinquième et dernier axe du cadre d'analyse de l'ASGE, qui tire les conséquences du décalage fondamental entre, d'un côté, nos actions et projets en faveur de la biodiversité et, de l'autre, l'ensemble de nos interventions (notamment en matière de développement) qui impactent celle-ci souvent négativement. L'état de chaque enjeu de biodiversité dépend *in fine* de l'ensemble des activités humaines qui impactent cet enjeu^[15]. Cet ensemble d'activités anthropiques décisives au regard d'un enjeu de biodiversité donné constitue une gestion de fait de cet enjeu. Dans le cadre de l'ASGE, on parlera de gestion effective. Ce

[15] Outre, bien sûr, les facteurs écologiques endogènes.

concept est souvent perçu comme contre-intuitif. Dans la mesure où il n'existe pas d'orchestration globale effective de cet ensemble d'activités impactantes (que ce soit bien sûr en négatif ou en positif), beaucoup s'opposent à ce que l'on parle de gestion. Mais la gestion ne désigne pas seulement l'action assumée et revendiquée par ceux qui la mènent. Quand on a échoué dans la gestion (d'une entreprise, d'un projet, d'un écosystème), chacun peut bien vouloir esquisser sa part de responsabilité mais, dès lors qu'il y a responsabilité collective sur un résultat, on est fondé à rechercher la responsabilité de chacun dans la formation de ce résultat. De sorte que si nous posons qu'il existe une responsabilité collective sur tel enjeu de biodiversité, il est alors légitime de rechercher la responsabilité de chacun sur son état. Pour cela, il faut examiner l'ensemble des activités qui participent à la formation de ce résultat, que les opérateurs de ces activités en soient ou non conscients, qu'ils souhaitent ou non que leur responsabilité propre soit ainsi mise en lumière. Notons au passage que l'analyse des secteurs d'activités concernés est une contribution importante à cet examen de l'ensemble des activités, contribution que nous avons individualisée dans l'axe 1 présenté *supra*, à cause de son importance propre et parce qu'elle contribue aussi beaucoup à l'analyse des interactions stratégiques (axe 3) auxquelles sont confrontés les acteurs d'environnement (axe 2) qui portent les dossiers de biodiversité.

Une cartographie de la gestion effective qui embrasse toutes les activités impactant (en négatif ou en positif) l'écosystème est donc une dimension essentielle du diagnostic stratégique d'un problème de biodiversité. Ce n'est pas tant par elles-mêmes que par leur capacité (ou non) à infléchir de manière significative cette gestion effective que les mesures prises en faveur de la biodiversité ont une pertinence (ou pas). C'est cette inflexion qui se joue dans les interactions stratégiques entre acteurs (sur lesquelles portent les trois premiers axes du cadre d'analyse) et ce n'est qu'au regard de cette inflexion possible de la gestion effective que les initiatives en faveur de la biodiversité peuvent avoir un sens.

Toute action menée en faveur de la biodiversité s'inscrit dans l'espace qui sépare, d'un côté, nos efforts pour la préserver et de l'autre, les forces et les actions multiples qui pèsent sur elle. Même si l'ampleur du décalage entre les deux peut déconcerter, il importe de tenir, face à face, le diagnostic de la gestion effective (tout ce que font les uns, les autres et qui affectent le problème de biodiversité qui nous intéresse) et également les propositions de stratégies en faveur de la biodiversité (tout ce que font les acteurs qui essaient d'agir pour une résolution favorable de ce problème).

Pour les opérateurs du développement, cela revient à assumer le fait que, sur un territoire donné où la biodiversité est en jeu, ce ne sont pas seulement les mesures spécifiques prises pour la biodiversité mais aussi l'ensemble du développement du territoire qui déterminera *in fine* l'issue pour la biodiversité. Les actions de l'aide publique au développement (APD) en faveur de la biodiversité doivent donc être replacées dans une prospective d'ensemble du développement du territoire, dans un diagnostic réaliste qui mette côte à côte (i) une vue d'ensemble de la dynamique et des projets de développement qui affectent le territoire (ou le problème) concerné, (ii) une vue claire de la place des projets de soutien au développement dans cette dynamique et (iii) une vue précise de la place des projets en faveur de la biodiversité dans cet ensemble (qui, en général, les dépasse de beaucoup). Il ne faut pas esquiver les difficultés, les tensions, les contradictions souvent très fortes qui peuvent ressortir d'un tel diagnostic. Il s'agit plutôt de les assumer et de les gérer car elles constituent la matière même, le défi central des problèmes de biodiversité. Ce sont elles qu'entendent prendre en charge, dans l'analyse pour l'action, les analyses que nous avons proposées *supra* au sujet des secteurs, des acteurs et des stratégies.

Conclusion

Ce chapitre avait pour objet de montrer en quoi l'analyse stratégique de la gestion environnementale pouvait éclairer l'action environnementale des agences d'aide au développement. Face à un problème de biodiversité, l'ASGE propose d'organiser la réflexion autour de l'action selon cinq axes : (1) la prise en compte de l'organisation sectorielle des processus dommageables à la biodiversité, (2) une attention particulière à porter aux acteurs qui portent l'action en faveur de la biodiversité, (3) une compréhension fine du caractère stratégique (c'est-à-dire partiellement distributif ou adversatif) de l'action en faveur de la biodiversité, (4) une conduite de l'analyse et de l'action à partir d'une définition explicite du problème de biodiversité en cause et d'un diagnostic des causes et des marges de manœuvre approprié au regard des connaissances disponibles, (5) un diagnostic de la gestion effective à infléchir, c'est-à-dire de l'ensemble des actions humaines (par exemple des processus et programmes de développement) qui peuvent jouer sur le problème de biodiversité qui est en jeu.

Un opérateur de développement qui entreprend d'agir efficacement sur des enjeux de biodiversité s'engage sur un chemin difficile : il va presque inmanquablement se trouver pris dans de fortes tensions entre certaines modalités du développement et certaines fragilités des écosystèmes (axe 5). Il va s'engager dans un domaine où la définition des problèmes est semée de chausse-trappes stratégiques et où leurs diagnostics scientifique et technique, déjà complexe, se voient rendus plus

difficiles encore par une exploitation tactique des incertitudes (axe 4). Surtout, *via* ses financements (projets, assistance technique), il va s'engager dans un soutien aux acteurs qui portent la biodiversité, et va se trouver de ce fait pris dans les jeux d'acteurs complexes où se jouent les contradictions inhérentes aux problèmes de biodiversité dans le cadre du développement (axes 1, 2 et 3).

Il est important de noter que l'on retrouvera aussi ce type de champs de force stratégique dans les jeux d'acteurs internes à l'organisation d'aide au développement. Comme le montrent plusieurs chapitres de l'ouvrage, le portage en interne des enjeux de biodiversité comporte des difficultés et des enjeux qui font écho à son portage à l'extérieur de l'organisation d'APD, et que l'on peut éclairer par des concepts et des analyses similaires (ici, celles de l'ASGE).

L'analyse stratégique de la gestion environnementale n'a pas identifié de panacée, de martingale, de passages secrets qui permettraient d'esquiver ou de transcender ces problèmes. Sa seule ambition est d'aider, dans chaque cas concret, à voir ces problèmes plus clairement, dans des contextes de débat, de recherche, de diagnostics de terrain où la tentation de les minimiser et où les pressions pour les éluder sont très fortes. Pour cela, elle propose des concepts et une cadre pour structurer l'analyse^[16]. Elle ne prétend pas non plus apporter par elle-même tous les outils nécessaires au diagnostic des situations de biodiversité et à la conduite de l'action, mais elle entend organiser un cadre de questionnement cohérent et pertinent au regard du souci d'agir aussi efficacement que la situation le permet. Encore faut-il, dans chaque cas, répondre aux questions stratégiques ainsi posées. Pour cela, il sera bon de mobiliser des outils de diagnostic divers, des éclairages théoriques complémentaires, répondant à des besoins qui se dégageront à mesure de l'investigation du problème. On trouvera dans l'ouvrage plusieurs illustrations de la manière dont, sur un problème donné, les orientations de l'analyse stratégique de la gestion environnementale permettent de poser les bases pour des développements utilisant divers outils.

Pour conclure, nous soulignerons simplement que l'analyse stratégique de la gestion environnementale éclaire le revers du développement durable. Elle ne remet pas en cause, bien au contraire, le principe de rechercher et d'exploiter les compatibilités, les synergies que l'on peut découvrir entre action pour l'économie, pour le social et pour l'environnement. Mais elle demande, parfois de manière incisive, que cela ne conduise jamais à méconnaître les tensions, les contradictions, les dilemmes et les arbitrages entre l'économique, le social et l'environnemental qui sont au cœur

[16] Elle apporte aussi une réflexion sur les conditions concrètes de l'intervention sur le terrain (voir en particulier Leroy, 2006 et Taravella, 2008), mais cet aspect dépasse le cadre du présent chapitre.

de la problématique du tournant environnemental. Elle repose fondamentalement sur le principe qu'il est légitime, dans les contextes d'action pour le développement, où se confrontent des préoccupations multiples et en partie contradictoires, que les préoccupations environnementales (par exemple les problèmes de biodiversité) puissent être diagnostiquées et portées de manière spécifique, face à d'autres préoccupations économiques et sociales qui, d'ailleurs, sont aussi déjà activement portées et défendues de leur côté. En cela, elle défend qu'une intégration de préoccupations diverses qui conduirait à un développement durable ne se décrète pas mais qu'elle est le résultat de négociations complexes et souvent tendues. Pour que la biodiversité soit conservée ou restaurée, elle doit être portée dans ces négociations. L'action des bailleurs de fonds est en cela une variable clé de l'action. Il leur faut alors ne pas perdre le cap des conditions fondamentales de l'efficacité environnementale de l'action, ni perdre de vue la structure des jeux stratégiques entre acteurs qui aboutiront à ce que *in fine* ces conditions soient ou non remplies, que le développement soit durable ou pas.

Bibliographie

BILLÉ, R. (2004), *La gestion intégrée se programme-t-elle ? Mise en œuvre et évaluation au-delà des labels*, thèse de doctorat, ENGREF, Paris.

CROZIER, M. (1988), *On ne change pas la société par décret*, Grasset, Paris.

GAUDEFROY DE MOMBYNES, T. (2007), *L'entreprise, stratège et négociateur en matière d'environnement – Le cas de la filière hydro-électrique d'EDF*, thèse de doctorat, AgroParisTech, Paris.

LEROY, M. (2006), *Gestion stratégique des écosystèmes du fleuve Sénégal : action et inaction publiques internationales*, L'Harmattan, Paris.

MERMET, L. (2011), "Strategic Environmental Management Analysis: Addressing the Blind Spots of Collaborative Approaches", *Pour le débat*, Iddri-Sciences Po, 5 (31), Paris.

MERMET, L. (1992), *Stratégies pour la gestion de l'environnement, la nature comme jeu de société ?* L'Harmattan, Paris.

MERMET, L. et F. BENHAMMOU (2005), « Assurer l'inaction dans un monde familier : la fabrication stratégique de l'incertitude », *Écologie & Politique*, vol. 31.

MERMET, L., R. BILLE, M. LEROY, J.B. NARCY et X. POUX (2005), « L'analyse stratégique de la gestion environnementale : un cadre théorique pour penser l'efficacité en matière d'environnement », *Natures, Sciences, Sociétés*, 13(2).

MINTZBERG, H., J. B. LAMPEL, J.B. et S. GHOSHAL (1995), *The Strategy Process*, Prentice Hall, Londres.

TARAVELLA, R. (2008), *La frontière pionnière amazonienne aujourd'hui : projet socio-environnemental de conservation forestière contre dynamique pastorale de déforestation*, thèse de doctorat AgroParisTech-ENGREF, Paris.

UICN (1980), *Stratégie mondiale de la conservation – La conservation des ressources vivantes au service du développement durable*, UICN-PNUE-WWF, Gland.

1.3. ONG d'environnement et organisations publiques d'aide au développement : pression critique, collaboration ou prestation de service ? ^[17]

Fanny GUILLET et Tiphaine LEMÉNAGER

La crise environnementale à laquelle nous faisons face est le résultat d'une multitude d'actions et de décisions, reflet d'un certain jeu d'acteurs auquel participent les agences publiques de financement de l'aide au développement, ici appelés bailleurs de fonds. Ces derniers interagissent sur nombre de sujets avec divers acteurs, des échelles les plus locales aux échelles internationales. Questionner le tournant environnemental de l'aide au développement, c'est donc aussi se donner les moyens d'examiner la réalité du jeu d'acteurs que ce tournant nécessite. À ce propos, les grandes ONG d'environnement (ONGE) jouent un rôle prépondérant quant à la prise en charge des enjeux environnementaux. Elles sont reconnues pour les projets qu'elles mettent en œuvre (Leroy, 2008) et pour leur participation à la formulation de politiques publiques et à la structuration d'une gouvernance internationale de l'environnement depuis plus d'un demi-siècle (Charnovitz, 1997 ; Raustiala, 1997).

Dans ce contexte, et face au manque de littérature constaté sur ce sujet, nous proposons un effort d'analyse des relations entre ONGE et bailleurs de fonds. Cette proposition prend d'autant plus de sens face au constat d'un rapprochement stratégique qui semble s'être opéré progressivement entre ces acteurs depuis l'avènement du paradigme de développement durable à Rio, en 1992. Tenant jusqu'alors des discours relativement contrastés, les bailleurs peu enclins au départ à se pencher sur les enjeux environnementaux et les ONGE absorbées par les défis environnementaux, ces acteurs ont peu à peu convergé dans leurs positionnements. Cette tendance s'est accélérée ces dernières années et tous deux prônent aujourd'hui, quasiment à l'unisson, des discours qui soutiennent de manière officielle la nécessité de conserver la biodiversité, de réduire les impacts environnementaux du développement et de promouvoir la lutte contre la pauvreté.

Comment les interactions entre les ONGE et les bailleurs de fonds participent-elles au tournant environnemental ? Comment les caractériser ? Qu'attendre du rapprochement de ces acteurs en termes de changements concrets de pratiques ? Telles sont les questions posées par ce chapitre, qui repose sur une recherche exploratoire confiée par l'AFD en 2012 au Muséum d'histoire naturelle (Guillet et Leménager, 2013).

[17] Ce texte est issu d'une recherche financée par l'AFD en 2012 (cf. Guillet et Leménager, 2013).

En questionnant des relations tissées entre des acteurs et les résultats environnementaux qui en résultent, cette recherche s'inscrit dans le champ académique de la gestion de l'environnement. Elle articule trois niveaux d'analyse (politique, organisationnel et opérationnel), tous nécessaires à la compréhension des enjeux stratégiques caractérisant les relations étudiées et la manière dont elles contribuent (ou non) à augmenter l'efficacité de la prise en charge des enjeux environnementaux. Précisons que cette étude ne couvre pas l'ensemble des secteurs environnementaux mais qu'elle se focalise principalement sur la conservation de la biodiversité. Elle s'est appuyée sur une revue critique de la littérature grise et académique concernée par nos sujets d'étude (sciences politiques, gouvernance internationale, développement, environnement et conservation de la biodiversité). Cette revue de la littérature a été mise en dialogue tout au long de l'étude avec les résultats d'une série de cinquante entretiens qualitatifs semi-directifs réalisés principalement auprès de deux bailleurs bilatéraux d'aide au développement et de trois ONGE. Pour les bailleurs, l'AFD et le DFID ont été retenus pour leurs modèles très contrastés de conception de l'APD, l'AFD œuvrant essentiellement *via* des prêts tandis que le DFID organise son action *via* l'octroi de subventions. Quant aux ONGE, *Conservation International* (CI), WWF et *Wildlife Society for Conservation* (WCS) ont été choisies du fait de leur importance parmi les ONGE et de leurs liens actifs et historiques avec les deux bailleurs retenus. Ces entretiens ont été complétés par trente autres menés auprès de membres du Fonds français pour l'environnement mondial (FFEM), du *Global Environment Fund* (GEF), de la Banque mondiale, d'autres ONG françaises et britanniques, ainsi qu'auprès de plusieurs experts des questions d'environnement et de développement ^[18].

Afin de répondre aux questions posées, ce chapitre revient tout d'abord, succinctement, sur les déterminants du rapprochement constaté entre ONGE et bailleurs de fonds. Il propose ensuite une grille de lecture qui présente les quatre principaux types de relations identifiés par notre recherche entre ces acteurs. À la lumière de cette typologie éclairante, nous soulignons alors les facteurs limitant l'efficacité de ces dynamiques relationnelles tout en examinant leur potentiel pour promouvoir un développement en faveur d'une meilleure protection de l'environnement.

[18] Les auteurs remercient à ce propos l'ensemble des acteurs rencontrés pour la qualité des informations transmises et leur intérêt manifesté pour ce travail.

1.3.1. Les principaux déterminants du rapprochement observé entre ONGE et bailleurs de fonds

L'analyse des stratégies et des discours des ONGE et des bailleurs de fonds montre une convergence de leur positionnement quant au sujet de l'environnement et du développement. Le site Internet de la Banque mondiale exprime par exemple ceci : « La stratégie pour l'environnement 2012-2022 du Groupe de la Banque mondiale expose un plan d'action ambitieux visant à promouvoir des voies de développement "vertes, propres, résilientes" pour les pays en développement [...]. La Stratégie pour l'environnement [...] reconnaît que si des progrès notables ont été accomplis dans la réduction de la pauvreté mondiale, les avancées en termes de gestion durable de l'environnement sont bien moindres. Les pays en développement auront besoin d'une croissance rapide pour réduire la pauvreté dans les dix prochaines années, mais l'environnement mondial atteint un stade critique qui pourrait compromettre les moyens de subsistance, la productivité et la stabilité mondiale »^[19]. Celui de l'ONGE CI présente, quant à lui, une réflexion concordante : « C'est un moment exceptionnel pour notre planète. Le développement économique peut sortir de très nombreux individus de la pauvreté mais il place trop souvent une charge sur notre foyer partagé. Aujourd'hui, le monde commence à comprendre que nous devons valoriser à leur juste valeur les services essentiels que nous rend la nature pour créer une trajectoire de développement durable qui bénéficiera à tous pendant des générations^[20] ».

Quoique sous des angles quelque peu différents, notre recherche a montré que ces acteurs abordent aujourd'hui les relations entre environnement et développement selon deux principaux axes : la volonté, d'une part, de réduire les impacts environnementaux du développement et celle, d'autre part, de promouvoir des activités de conservation et de gestion durable de la biodiversité.

Notre recherche a permis d'identifier deux facteurs communs aux ONGE et aux bailleurs ayant favorisé l'intégration de l'environnement chez les bailleurs de fonds, d'une part, et l'intégration du développement chez les ONGE, d'autre part. Le premier tient à la gouvernance internationale du développement et de l'environnement, dont les agendas se sont hybridés au cours des quarante dernières années (e.g. Le Prestre, 2005 ; Selin et Björn-Ola, 2005 ; Roe, 2008). La réalité du terrain constitue un second facteur de rapprochement cité par nos interlocuteurs, mais également rapporté par la littérature. Ainsi, la dégradation des écosystèmes, ainsi que les problèmes de

[19] <http://web.worldbank.org/WBSITE/EXTERNAL/TOPICS/ENVIRONMENT/0,,contentMDK:22276657~pagePK:210058~piPK:210062~theSitePK:244381,00.html>

[20] http://www.conservation.org/about/mission_strategy/pages/strategy.aspx

surexploitation et de gestion des ressources naturelles sont des phénomènes que les acteurs de terrain ont vécu ou vivent en première ligne (Severino, 2010 ; Maathai, 2002). De la même manière, si des questions de développement et de lutte contre la pauvreté apparaissent saillantes sur un terrain donné et influent directement l'état de la biodiversité, les ONGE cherchent à les traiter lors de l'intervention (Redford, 2011). De manière plus générale, les ONGE témoignent d'une prise de conscience de l'inefficacité des approches de terrain sans adhésion et implication des populations locales.

En sus de ces deux facteurs communs, des facteurs plus spécifiques à l'un ou à l'autre des deux acteurs étudiés sont apparus au cours de l'enquête. Trois facteurs spécifiques d'intégration des enjeux environnementaux par les bailleurs ont ainsi été identifiés. Le premier tient à la pression plus ou moins directe exercée à leur encontre par les acteurs porteurs d'environnement (dont les ONGE). Le deuxième serait un facteur « rationnel » lié au rôle de la science : les praticiens, notamment anglo-saxons, associent l'intégration des enjeux environnementaux à l'amélioration des connaissances scientifiques sur l'état de l'environnement. Le troisième facteur est d'ordre pragmatique : il est lié à l'analyse de risque, tout type de risque étant considéré par les bailleurs, ne serait-ce que par souci de performance de l'activité bancaire. Concernant les ONGE, un facteur spécifique d'intégration des enjeux du développement a été rapporté en lien avec leur besoin de financements. Selon les interlocuteurs rencontrés, les ONGE auraient en effet tendance à adopter le langage du secteur du développement, les bailleurs de fonds ne leur prêtant une oreille qu'à partir du moment où ces dernières auraient adopté un discours intégré sur l'environnement et le développement.

Si ces facteurs expliquent en partie l'origine du rapprochement constaté entre ONGE et bailleurs, ils ne permettent pas pour autant de comprendre précisément la teneur de leurs relations. Or, cette étape est indispensable à ceux et celles qui souhaitent réfléchir aux impacts du jeu d'acteurs résultant de ces interactions en matière de prise en charge effective des enjeux environnementaux. L'étude a révélé à ce propos quatre principaux types de relations que nous présentons ci-après.

1.3.2. Proposition d'une typologie des relations ONGE – bailleurs de fonds

Aucun article s'intéressant spécifiquement au type de relations existant entre ONGE et bailleurs de fonds n'a émergé de notre revue de la littérature, confirmant bien le caractère exploratoire de notre recherche. Certains travaux sont néanmoins venus alimenter notre réflexion, tels que ceux d'Olivier (2005) proposant une classification des ONGE en fonction de leur rôle (*lobbying*, conseil, expertise, information, action en justice). Nous pouvons aussi citer les travaux de Vakil (1997) et de Yaziji et Doh (2009), qui ont cherché à différencier des ONG selon leur fonctionnement, ou bien encore ceux de Beigbeder (1992) et de Willets (1996), qui analysent le statut des relations entre ONGE et organismes onusiens. Ces travaux, ainsi que les informations recueillies au cours de la recherche, nous ont conduits à proposer une typologie présentant quatre principales postures relationnelles des ONGE vis-à-vis des bailleurs de fonds (cf. tableau 5) : (i) le plaidoyer externe ; (ii) la collaboration critique ; (iii) la coopération environnementale ; (iv) la prestation de service. La typologie rapporte le rôle des ONGE dans chacune des postures identifiées ainsi que leurs modes d'action correspondant.

Tableau 5 Typologie des postures relationnelles des ONGE vis-à-vis des bailleurs d'aide publique au développement

	Posture relationnelle de l'ONGE	Rôle de l'ONGE	Mode d'actions de l'ONGE
Opposition environnement/développement	Plaidoyer externe	L'ONGE cherche à modifier les cadres d'action et de décision qui régissent indirectement l'activité des bailleurs de fonds, ou à modifier les pratiques du bailleur afin qu'elles soient moins dommageables à l'environnement.	• Pression indirecte : campagnes médiatiques d'alerte et de dénonciation, lobbying politique, sensibilisation du grand public. • Pression directe : action de sensibilisation ou de pression ciblée, courriers institutionnels, rencontres plus ou moins formelles. • Poursuite via un mécanisme de recours judiciaire.
	Collaboration critique	L'ONGE cherche à modifier les pratiques du bailleur afin qu'elles soient moins dommageables à l'environnement.	• <i>Phase amont</i> : participation à l'élaboration de stratégies sectorielles, de principes, de référentiels d'action avec le bailleur. • <i>Mise en œuvre, conduite et contrôle du changement</i> : accompagnement de l'intégration des démarches promues. • <i>Phase aval</i> : évaluation, capitalisation, conseil.
Intégration environnement/développement	Coopération environnementale	L'ONGE cherche à gagner le soutien du bailleur quant à ses propres activités. Elle vise à participer à la construction des activités dédiées du bailleur en amont de leur mise en œuvre.	• <i>Phase amont</i> : sensibilisation aux thématiques environnementales, proposition de dispositifs d'action, élaboration de projet et négociation sur les approches. Ces échanges ont lieu dans le cadre de relations informelles, de réseaux formels, ou de partenariats formels. • <i>Mise en œuvre</i> des activités dédiées sur le terrain/rôle d'intermédiaires faisant le lien avec d'autres acteurs de terrain (via des projets sous contrats). • <i>Phase aval</i> : soumission à l'évaluation, communication conjointe sur le thème ou le projet.
	Prestation de service	L'ONGE est prestataire et répond aux demandes du bailleur.	• <i>Phase amont</i> : réponse aux appels d'offres. • <i>Mise en œuvre</i> des activités commandées par le bailleur.

Source : auteurs.

Ces relations se placent sur un gradient relatif à l'appréhension de la relation entre environnement et développement. Deux groupes peuvent être distingués : (i) les deux premières postures relationnelles s'attachent au rapport dialectique entre environnement et développement, admettant des incompatibilités irréductibles, des antagonismes réels entre les deux enjeux. Les ONGE cherchent ici à atteindre et changer le développement dans ses aspects destructeurs d'un point de vue environnemental ; (ii) les deux dernières postures relationnelles se rattachent non plus aux antagonismes mais aux synergies pouvant exister entre préservation de l'environnement et développement. Les ONGE, avec les bailleurs, vont rechercher des domaines d'activités qui permettent à ces deux acteurs de travailler ensemble et d'atteindre conjointement des objectifs écologiques et de réduction de la pauvreté.

Présentons plus spécifiquement chacune des quatre catégories identifiées.

Le plaidoyer externe

La posture de plaidoyer externe désigne les campagnes médiatiques de sensibilisation, de *lobbying*, parfois appelées « coup de poing », menées par les ONGE, ou bien encore les recours en justice qu'elles initient auprès d'acteurs plus ou moins directement liés aux bailleurs de fonds. Les ONGE, comme d'ailleurs d'autres types d'ONG, visent par ce biais un changement global de politiques et de pratiques concernant indirectement l'aide au développement et, par conséquent, les bailleurs. L'enjeu pour elles est de parvenir ainsi à renforcer certaines problématiques encore peu ou pas prises en charge par le secteur du développement (Prieur et Guignier, 2006). Il s'agit également d'assurer un rôle de surveillance des activités dont sont responsables les institutions internationales au regard de leurs engagements politiques (Maltais, 2008).

Ce rôle de critique externe et de plaidoyer des ONG apparaît primordial si l'on en croit les travaux sur l'*advocacy* (plaidoyer), qui représente un champ fécond des sciences politiques et de la gouvernance internationale. Ils documentent, par exemple, la manière dont les ONG influencent les agendas politiques (Arts, 1998 ; Slaughter, 2000), les conditions de leur participation aux débats publics (Hudson, 2001), et leur manière d'agir à travers la construction de réseaux et de coalitions (Jordan et van Tuijl, 2000). Ces travaux s'appuient néanmoins rarement sur des cas précis montrant des ONGE à l'œuvre.

La réalité des actions menées par les ONGE montre en effet que ces dernières investissent peu cette stratégie relationnelle vis-à-vis des bailleurs de fonds du développement. Le cas échéant, elles visent alors principalement les grandes institutions internationales (notamment les bailleurs multilatéraux). Seules les ONGE issues des mouvements écologistes, et dont le mode d'action revendiqué et officiellement

adopté est la critique externe, semblent se prêter à des actions de dénonciation des bailleurs bilatéraux. On peut citer en exemple les campagnes réalisées par Greenpeace et les Amis de la Terre sur la politique de « gestion durable des forêts du Bassin du Congo » soutenue par la coopération française (Amis de la Terre, 2011). Portant des messages similaires, ces deux ONGE dénoncent une surestimation des résultats environnementaux de la politique d'aide française, une dégradation de la biodiversité qui se poursuit et des bénéfices pour les populations locales qui restent hypothétiques. Ces démarches restent néanmoins relativement ponctuelles et peu fréquentes.

La collaboration critique

Tout comme pour la catégorie précédente, à travers des relations de collaboration critique, les ONGE visent une réduction des impacts environnementaux des politiques de développement. Cependant, la critique est ici construite de manière moins frontale : il ne s'agit plus de provoquer un choc. L'enjeu est, au contraire, de passer par un approfondissement de la connaissance des activités aux impacts potentiellement négatifs pour la biodiversité, des contraintes des acteurs ciblés, etc. pour parvenir à les appuyer dans leur dynamique de promotion d'un développement effectivement durable, d'où le terme retenu de « collaboration ». Les ONGE y voient tout d'abord l'opportunité d'améliorer les procédures de réduction des impacts environnementaux mises en place par les bailleurs^[21]. Par ailleurs, il s'agirait ici d'aller discuter, voire même de co-construire des stratégies, des programmes, des projets de développement urbain ou d'investissements dans le secteur privé ou bien encore d'électrification rurale, etc. Les ONGE y voient également l'opportunité d'interagir avec des acteurs du développement qui ne sont pas directement impliqués sur les questions de préservation de l'environnement et qui n'ont pas reçu de formation spécifique sur les questions de biodiversité. Selon elles, c'est aussi en sensibilisant ces acteurs que l'on pourra réellement parvenir à réduire les impacts environnementaux du développement.

Néanmoins, malgré une volonté exprimée lors de notre enquête aussi bien par les ONGE que par les bailleurs d'aller dans ce sens, cette posture relationnelle est aujourd'hui absente de la littérature et les exemples concrets de collaboration critique restent aujourd'hui rares et diffus. On peut citer les rendez-vous entre bailleurs et plateformes d'ONG. Ainsi, en France, les ONG de développement se rassemblent au sein de la plateforme Coordination Sud, mais un nombre très marginal d'ONGE en font partie et les sujets abordés traitent par conséquent rarement d'environnement. Au-delà de ces échanges, les ONGE tentent, lorsqu'elles

[21] Sauvegardes environnementales, études d'impact, plan de gestion et évaluations environnementales.

y sont invitées, d'influencer les contenus des stratégies ou de certains programmes des bailleurs. Mais ces interactions restent ponctuelles. Il ne semble pas y avoir de dynamiques collaboratives réellement instaurées.

La coopération environnementale

Selon cette posture, il ne s'agit plus de critiquer le développement et ses impacts : *via* ces relations de coopération environnementale, les ONGE cherchent à encourager les bailleurs à développer un portefeuille d'activités dédiées à l'environnement et à la protection de la biodiversité. Les bailleurs constituent des cibles pour les ONGE dans la mesure où ils interviennent dans des zones d'intérêt écologique et ont des moyens à disposition pour agir. Réciproquement, compte tenu de l'intégration de l'environnement au sein de leur agenda, les bailleurs recherchent de l'expertise pour avancer sur ces questions. Les thématiques principales de coopération environnementale entre ONGE et bailleurs bilatéraux couvrent ainsi la gestion durable des ressources naturelles, avec notamment les forêts et les écosystèmes littoraux (gestion de la ressource halieutique), le financement durable de la conservation de la biodiversité, les liens entre conservation de la biodiversité et réduction de la pauvreté, ou encore les services écosystémiques et les instruments de marché pour la conservation de la biodiversité.

Notre recherche montre que la coopération environnementale s'appuie par ailleurs sur divers types d'échanges plus ou moins formalisés. Elle se construit notamment *via* la signature de contrats associés à des transferts financiers qui donnent lieu à des actions concrètes, menées sur le terrain pendant 3 à 5 ans. Elle se traduit également par la signature de partenariats qui officialisent une réflexion commune, mais qui ne s'accompagnent pas nécessairement de transferts financiers (bien qu'ils puissent les faciliter à moyen terme). Des échanges moins formels se sont, par ailleurs, révélés assez courants, que ce soit *via* le suivi conjoint d'une étude menée par exemple par un ministère des Affaires étrangères jusqu'à leur participation commune à des réseaux internationaux tels que le *Business and Biodiversity Offsets Programme* ou bien encore le *Conservation Finance Alliance*. Enfin, les membres des ONGE et des bailleurs construisent des relations personnelles qu'ils mobilisent dans leur travail quotidien. Nombre d'entre eux ont d'ailleurs suivi un parcours professionnel mixte, qui peut les avoir déjà amenés à travailler au sein des deux types de structures. Leurs réseaux personnels en sont renforcés.

Ces relations, que nous appelons de coopération environnementale, semblent assez dynamiques et constitue le type de relations qui a été le plus évoqué et commenté au cours de l'enquête. À noter que cette posture relationnelle est néanmoins peu documentée dans la littérature.

La prestation de service

Comme dans le cas de la coopération environnementale, il s'agit ici de travailler les synergies existant entre environnement et développement. Mais, dans la relation de « prestation de service », l'ONGE n'est plus un co-acteur du projet défini. Elle fait l'hypothèse que le bailleur a intégré les enjeux environnementaux et elle se positionne comme un prestataire de service répondant à sa demande.

Le rôle de prestataire de service, ou d'opérateur du développement, est relativement bien documenté dans la littérature consacrée aux ONG de développement. Ce sont les courtiers décrits par Olivier de Sardan (1995) dans son essai sur les acteurs du développement. Comme l'indiquent les praticiens exerçant au sein des agences de développement, le couple bailleur-ONG forme le bras opérationnel des politiques de coopération des pays. Il est encouragé dans le sens où il permet une distribution de l'aide publique au développement aux bénéficiaires, grâce aux capacités de travail de terrain des ONG. Il est néanmoins critiqué pour ses effets de système (au sens de Crozier et Friedberg, 1977), c'est-à-dire l'ensemble des effets pervers que peut engendrer cette organisation de l'action, avec par exemple une mise en conformité des ONG aux demandes des bailleurs du fait de besoins de financements, au détriment du portage des attentes et besoins des populations bénéficiaires (Bebbington, 2005).

Notre recherche s'étant appuyée principalement sur des entretiens aux sièges des organisations étudiées, nous n'avons pas approfondi cette posture. Nos enquêtes soulignent néanmoins que la prestation de service entre ONGE et bailleurs de fonds du développement est aujourd'hui relativement rare.

Cette typologie vient clarifier la diversité des relations pouvant exister entre ONGE et bailleurs de fonds. Il devient ainsi possible de discuter du potentiel environnemental des jeux d'acteurs ayant lieu entre ONGE et bailleurs de fonds.

1.3.3. Le potentiel environnemental du jeu d'acteurs ONGE-bailleurs de fonds

Les membres des ONGE, ceux des bailleurs, ou bien encore la littérature concernée^[22] s'accordent sur le fait que la prise en charge des enjeux environnementaux par les agences d'aide au développement, bien qu'en progression, est encore trop faible. Quels sont les obstacles à l'efficacité du jeu d'acteurs ONGE-bailleurs en cours, et où se situe son potentiel ?

[22] Voir par exemple l'évaluation réalisée par le Groupe d'évaluation indépendant sur l'action environnementale de la Banque mondiale : GEI, 2008.

La critique incomprise ?

Comme nous l'avons souligné, le plaidoyer externe reste peu fréquent et vise principalement les bailleurs multilatéraux. Pourquoi ? La critique externe est coûteuse : l'organisation de campagnes médiatiques requiert de disposer de ressources humaines et financières importantes. Par ailleurs, elle implique un choix quasi-définitif en termes de posture politique : impossible en effet pour une ONG de mener des actions « choc » de plaidoyer contre un acteur, et d'essayer par ailleurs de monter des projets avec lui. Quelques facteurs spécifiques à chaque situation nationale doivent aussi être pris en compte pour cerner la place et le rôle de la critique. Ainsi, en France, le manque de structuration du réseau d'ONG et leur faible implication à l'échelle internationale sont avancés comme des éléments limitant la capacité critique des ONG. En Grande-Bretagne, puisque le DFID présente une orientation très forte sur la réduction de la pauvreté, qui s'apparente à un « discours sans opposants » (Juhem, 2001), c'est-à-dire qui ne peut être contesté, il est difficile pour les ONG de formuler des messages critiques et solides face à de telles causes, même s'il s'agit pour elles de remettre en cause davantage les moyens que les fins.

De la même manière, nous avons souligné que les relations de collaboration critique sont encore peu développées entre ONG et bailleurs. Pour certains, les ONG, suivant la logique du développement durable, privilégieraient en effet la recherche de synergies et laisseraient de côté les antagonismes. Par ailleurs, depuis 2008, la crise financière semble avoir réduit l'attention portée par la demande politique aux questions environnementales, diminuant ainsi l'ouverture et la sensibilité des bailleurs aux regards critiques ainsi que la légitimité des ONG à investir dans ces démarches. Un frein semble également résider dans la difficulté des ONG à avoir accès aux praticiens du développement concernés, que ce soit ceux en charge des procédures de sauvegardes environnementales ou ceux en charge d'un secteur d'activités dommageables à l'environnement. Jouant un rôle de critique interne, les premiers, sont amenés à négocier diplomatiquement l'intégration de l'environnement au sein des services opérationnels. Un affichage trop officiel avec des ONG pourrait constituer une perturbation que ces services et l'institution dans son ensemble semblent encore peu enclins à risquer. Quant aux seconds, ils n'ont ni l'habitude, ni le réflexe de s'appuyer sur des ONG qui disposent, en outre, rarement des compétences techniques approfondies dans leur domaine. Dans ce contexte, les ONG se retrouvent à avoir du mal à cerner précisément les tenants et les aboutissants de l'activité des bailleurs, étape incontournable pour se positionner en tant que collaborateur critique.

Le volet « critique » de la palette relationnelle des ONG avec les bailleurs semble donc trop peu investi aujourd'hui. Son rôle est en effet plébiscité tant par la littérature que par les acteurs rencontrés. Divers travaux montrent ainsi que des actions

de plaidoyer ont participé dans le passé à des changements réalisés en faveur de l'environnement (Corson, 2010 ; Smouts, 2001 ; Singer, 2004) parfois au prix de phases d'incompréhension et de tensions fortes entre les acteurs concernés. La perspective des praticiens du développement œuvrant pour une gestion plus durable de la biodiversité est également très instructive lorsque ces derniers soulignent leur besoin d'avoir des ONGE faisant pression *via* divers types de démarches critiques pour légitimer et renforcer leur propre positionnement de critique constructive interne. Ce sont ici les conditions d'action des acteurs internes d'environnement (Leménager, 2010) qui sont mises en avant. Soulignons, cependant, que la critique n'a pas besoin d'être effective et fréquente pour être efficace. Elle constitue en effet une menace en soi et semble favoriser aujourd'hui un processus d'entonnoir inconscient : des projets trop dommageables pour l'environnement sont spontanément écartés du portefeuille des bailleurs qui craignent notamment la réaction potentielle des ONGE. Par ailleurs, les jeux de pression-réaction sont de longue haleine. La critique de type plaidoyer ne peut s'exercer de manière continue. Elle doit, au contraire, saisir des opportunités particulières pour maximiser son effet perturbateur et entraîneur.

En somme, si l'on souhaite tenir un cap environnemental, notre recherche montre qu'un équilibre subtil a tout intérêt à se construire autour de ce pôle de relations critiques. Cet équilibre nécessite d'avoir des ONGE aux missions diversifiées, sachant se compléter entre elles pour assurer la continuité et l'effectivité de la critique. Celle-ci doit par ailleurs être bien construite, argumentée et portée auprès d'acteurs stratégiquement choisis afin d'augmenter l'effet de levier et les changements impulsés. Le développement efficace des relations critiques demande, enfin, une certaine ouverture des bailleurs aux critiques, y compris à celles parfois perçues comme abusives, voire injustes. C'est bien l'ensemble du système de pressions-réactions qui jouera en faveur d'une évolution vers des horizons plus durables.

L'efficacité de la coopération environnementale : de la solution "win-win" aux risques du compromis

Comme nous venons de le voir, la prestation de service par les ONGE semble aujourd'hui assez réduite. Soulignons en premier lieu que les bailleurs de fonds lancent peu d'appels d'offres directs sur le thème de la biodiversité. La prestation de service ne peut alors qu'être indirecte, c'est-à-dire que des ONGE peuvent répondre à des appels d'offre lancés par les partenaires emprunteurs des bailleurs. Mais les financements à vocation environnementale émanant des bailleurs de fonds bilatéraux restant assez faibles, il est logique de trouver également peu d'ONGE impliquées en fin de chaîne.

Concernant la relation de coopération environnementale, il semble que cette dernière soit plus dynamique. Les organismes d'aide au développement subissent néanmoins depuis 2008 une baisse générale de leurs budgets qui joue clairement en défaveur des relations formalisées de partenariat avec les ONGE. La création de réseaux formels et informels semble, quant à elle, freinée par le *turnover* des membres des ONGE, mais plus encore des bailleurs, qui changent de poste très régulièrement. S'ils sont bien entendu insuffisants, ces réseaux d'échanges informels semblent néanmoins déterminants : les ONGE et bailleurs se rencontrent, échangent, apprennent et s'influencent réciproquement. Ils participent à un rééquilibrage des forces en présence en faveur des ONGE et semblent assez indispensables à la formalisation de projets « biodiversité » sur le terrain.

Dans les évaluations de l'efficacité environnementale de la coopération environnementale, l'organisation des activités en projet a rapidement émergé comme étant un obstacle. Les limites de cette approche sont abordées autant dans la littérature (Lecomte, 1986 ; Bierschenk, 1991 ; Olivier de Sardan, 1995 ; Billé, 2010 ; Guillet, 2011) que par les praticiens eux-mêmes. Tous soulèvent l'incapacité du fonctionnement par projet à s'ancrer dans le système réel, et par conséquent à favoriser des résultats pérennes. Les contraintes empêchant la sortie du modèle d'action « tout projet » tiennent surtout au modèle organisationnel des bailleurs : la temporalité de leur dotation et leur propre cycle programmatique court (généralement 4 ans) se répercutent sur les activités financées. À cela s'ajoute la crainte des bailleurs de favoriser l'« abonnement », c'est-à-dire de voir la poursuite d'un financement auprès d'un même bénéficiaire devenir source d'inefficacité, celui-ci tenant pour acquise l'obtention de fonds. Des auteurs étudient depuis longtemps (Van der Heijden, 1987) les voies d'amélioration possibles, comme l'adaptation des modalités de l'action au pays et au site d'intervention, mais ceci revient à refonder totalement les approches des interventions en fonction d'un diagnostic de la situation de gestion visée, ce qui est loin d'être acquis (Nelson, 2009).

Poser la question de l'efficacité environnementale des relations intégratives, c'est aussi poser celle de la manière dont les acteurs négocient les objectifs des projets qu'ils construisent ensemble. S'ils s'accordent sur le concept de développement durable en général, comment ONGE et bailleurs de fonds discutent-ils au moment de le mettre en œuvre ?

L'ensemble des acteurs s'accorde à dire qu'il existe des solutions « *win-win* », répondant simultanément à des objectifs de développement et d'environnement (comme la réduction de diverses pollutions ou les problématiques de gestion des ressources naturelles). Favoriser et optimiser ces schémas d'action apparaît clairement comme un chantier à approfondir.

Cependant, certaines critiques visent la volonté des bailleurs de ne soutenir des programmes de conservation que s'ils constituent un levier de développement direct pour les populations. Or le maintien d'écosystèmes ne peut se faire dans certains contextes qu'au prix de choix clairement orientés vers des objectifs de protection, qui impliquent par essence la restriction de certains usages. Cet état de fait alimente les critiques (souvent emprises d'*a priori*, comme le souligne Redford, 2011) émanant des praticiens du développement à l'encontre de certains projets de conservation de la biodiversité jugés trop peu « sociaux ». Ces critiques sont pourtant rarement émises vis-à-vis de grands projets d'infrastructures (type ligne à haute tension, barrages, routes, etc.) qui ne sont pas pensés de manière à procurer des bénéfices directs pour les populations locales et qui peuvent même engendrer des impacts très négatifs sur ces populations. Dans un cas comme dans l'autre, tout impact social potentiellement négatif doit être géré sérieusement. Redford *et al.* (2008) ont, quant à eux, montré que la majeure partie des populations pauvres vit aux abords des zones urbaines, tandis que celles vivant dans les zones de forte biodiversité ne représentent pas plus de 0,5 % des populations les plus pauvres. Comme ils le soulignent, ce constat ne doit pas empêcher d'exploiter au mieux les potentielles synergies entre la conservation et les objectifs de réduction de la pauvreté, mais il remet en question le fait de conditionner les programmes de conservation seulement à leur potentiel de contribution à cette cause.

Par ailleurs, la rencontre entre les ONGE et les bailleurs est sous-tendue par des négociations implicites et ambivalentes. Peu de travaux ont analysé ces relations, mais ceux portant sur les relations de coopération entre ONG de développement et bailleurs de développement nous éclairent en nous montrant que les ONG ont souvent tendance à camoufler leurs compétences pour adapter leurs positions aux attentes notamment procédurales des bailleurs, ce qui compromet au final l'efficacité des projets définis (Leroy, 2008 ; Rosner, 2009 ; Elbers et Arts, 2011). Les ONG auraient en effet tendance à se plier aux exigences des bailleurs (Lister, 2000 ; Michael, 2004) et à utiliser les doctrines que ces derniers soutiennent plutôt que de se baser sur leurs connaissances empiriques (Edwards et Hulme, 1998 ; Hanafi, 2005). Certains experts pensent cependant que cette influence des bailleurs n'est pas aussi unilatérale. Il y aurait plutôt un ajustement mutuel des acteurs vis-à-vis des approches promues au niveau international. En termes de conséquences pour l'action, nombre de praticiens sont néanmoins préoccupés par le risque de glissement d'une mission à but écologique à une mission diluée, et ce alors que la clarté des objectifs écologiques a été analysée comme un des facteurs déterminants de l'efficacité environnementale des stratégies des ONGE (Gaudefroy de Mombynes et Mermet, 2003 ; Guillet, 2011). Cela pourrait notamment conduire les ONGE à se désengager des zones à fort intérêt de biodiversité. Renoncer à une mission centrée sur des objectifs

écologiques et adopter des objectifs « intégrés » de protection de l'environnement pour le développement tend par ailleurs à conduire les ONGE à abandonner leur mission fondatrice. Une intégration forte, voire une reformulation de la mission des ONGE, implique en effet des changements organisationnels et le besoin de nouvelles ressources (Guillet, 2011) qui pourraient peu à peu les conduire, dans un contexte de restriction financière, à substituer leur expertise environnementale en faveur d'expertise en matière de développement. Les ONGE tendant à devenir des ONG de développement, il y a néanmoins peu de chances qu'elles puissent trouver leur place dans un secteur déjà extrêmement organisé^[23]. Le risque, pour les ONGE, de perdre leur légitimité et leurs compétences semble donc bien réel.

Conclusion

Cette étude vient alimenter les travaux portant sur la gouvernance environnementale. Elle s'est plus spécifiquement intéressée au jeu d'acteurs caractérisant les relations entre deux de ses acteurs : les grandes ONG de conservation de la biodiversité ou d'environnement et les bailleurs de fonds de l'aide publique du développement. Ces relations ont augmenté au cours de la dernière décennie, bien qu'elles restent marginales au regard de leurs partenariats respectifs par ailleurs. Notre recherche montrent qu'elles sont plus subtiles et contrastées, que ne le laisse penser l'adoption relativement homogénéisée d'objectifs de développement durable.

Pour clarifier la pluralité de ces relations, nous en avons proposé une typologie stratégique établie le long d'un gradient d'opposition/intégration des enjeux d'environnement et de développement. Quatre postures relationnelles des ONGE ont ainsi été identifiées : le « plaidoyer externe », la « collaboration critique », la « coopération environnementale » et la « prestation de service ». Bien que les rôles de « plaidoyer externe » et de « prestation de service » soient largement décrits dans la littérature sur le développement, ces relations se sont révélées assez rares dans nos cas d'étude. En revanche, la « collaboration critique » et la « coopération environnementale », bien moins présentes dans la littérature, sont des relations que les ONGE, et dans une moindre mesure les bailleurs de fonds, ont à cœur de développer.

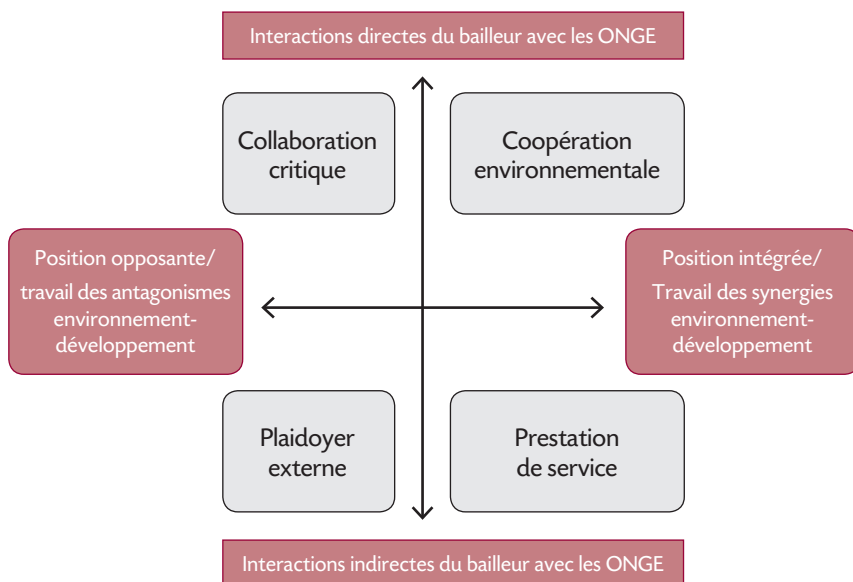
Clarifier la diversité de ces opportunités relationnelles nous a permis de questionner leur efficacité et leur potentiel environnemental, dans un contexte où une majorité

[23] Pour exemple, rappelons que le budget annuel du WWF s'est élevé, en 2010, à 494 millions d'euros (EUR ; rapport annuel 2010), celui de CI à environ 116 millions de dollars (USD ; rapport annuel 2010), tandis que celui d'Oxfam est de 894 millions EUR (rapport annuel 2010-2011) et celui de CARE de 665 millions EUR (<http://www.carefrance.org/?page=page&id=25>).

s'accorde sur le fait que l'action environnementale des bailleurs reste encore trop faible au regard des enjeux environnementaux constatés. Notre analyse a ainsi rappelé le rôle de la critique et le fait que la critique environnementale semblait aujourd'hui peu investie et souvent incomprise. Elle appelle ainsi les ONGE et les bailleurs à faciliter son expression et sa place de manière à trouver un équilibre plus favorable à l'amélioration environnementale. L'analyse des deux postures de type collaboratif souligne la nécessité de parvenir à mieux promouvoir des solutions de type « gagnant-gagnant » qui soient à la fois favorables au développement et à l'environnement. Il apparaît néanmoins que la recherche trop systématique de compromis peut aussi devenir contre-productive, conduisant potentiellement les ONGE à perdre leurs compétences et leur légitimité au détriment des résultats environnementaux.

Au-delà des analyses produites, il nous semble que la typologie construite peut constituer un outil de réflexion stratégique, pour les bailleurs notamment. Associée, par exemple, au caractère plus ou moins direct de leurs interactions, elle ouvre une réflexion pragmatique permettant d'orienter un bilan et une projection quant au monde des possibles (cf. schéma 1).

Schéma 1 *Opportunités relationnelles entre bailleurs et ONGE*



Source : auteurs.

Quelles sont nos relations actuelles ? Comment les situons-nous ? Comment pouvons-nous faciliter un jeu d'acteurs équilibré ? Quels sont alors les acteurs à soutenir ?... Telles sont, par exemple, les questions qu'un bailleur pourrait utilement se poser en amont des décisions partenariales qu'il prend vis-à-vis des ONGE, le tout en visant un tournant environnemental assumé.

Cette recherche exploratoire laisse entrevoir la richesse des enseignements pouvant découler d'une analyse systématique et approfondie des jeux d'acteurs construits autour de l'aide au développement. Mieux les comprendre pour mieux les gérer nous semble constituer un objectif de recherche prometteur, tant les travaux rencontrés au cours de notre recherche se sont révélés rares et isolés. Investir notamment sur une meilleure connaissance de la collaboration critique et de la coopération environnementale pourrait utilement accompagner la réflexion opérationnelle des bailleurs, comme celle des ONGE.

Bibliographie

AMIS DE LA TERRE (2011), *Déforestation durable : l'Agence Française de Développement et l'exploitation des forêts africaines*, dépliant de sensibilisation.

ARTS, B. (1998), *The Political Influence of Global NGOs: Case Studies on the Climate and Biodiversity Conventions*, International Books.

BEBBINGTON, A. (2005), "Donor-NGO Relations and Representations of Livelihood in Nongovernmental Aid Ahains", *World Development*, 33 (6).

BEIGBEDER Y. (1992), *Le rôle international des organisations non gouvernementales*, Bruxelles, Bruylant, Paris, LGDJ

BIERSCHENK, T. (1991), « Les projets et les politiques de développement sont-ils des préoccupations légitimes de l'anthropologie ? », *Bulletin de l'APAD*, 1.

BILLÉ R., C. CHARIOLLA, et L. CHABASON (2010), « La CdP 10 de Nagoya : un succès pour la gouvernance mondiale de la biodiversité ? », *Iddri – Synthèses*, 6.

BILLÉ, R. (2010), "Action Without Change? On the Use and Usefulness of Pilot Experiments in Environmental Experiments", *Surveys and Perspectives Integrating Environment and Society (Sapiens)*, 3 (1).

CHARNOVITZ S. (1997), Two Centuries of Participation: NGOs and International Governance, *Michigan Journal of International Law*, 18 (2).

CORBIER-BARTHAUX C., A. HAMOUCHE, et C. BRIAND (2010), « Cartographie de portefeuille des projets biodiversité. Analyse sur la période 1996-2008 », *Ex Post Evaluation et capitalisation*, n° 30, AFD, Paris,
<http://www.afd.fr/webdav/site/afd/shared/PUBLICATIONS/RECHERCHE/Evaluations/Evaluation-capitalisation/30-evaluation-capitalisation.pdf>

CORSON C. (2010), "Shifting Environmental Governance in a Neoliberal World: US Aid for Conservation", *Antipode*, 42 (3), pp. 576-602.

CROZIER, M. et E. FRIEDBERG (1977), *L'acteur et le système*, Seuil, Paris.

EDWARDS, M. et D. HULME (1998), "Too Close for Comfort? The Impact of Official Aid on Nongovernmental Organizations", *World Development*, 24 (6).

ELBERS, W. et B. ARTS (2011), « Comment joindre les deux bouts : les réponses stratégiques des ONG du Sud aux conditions imposées par les bailleurs de fonds », *Revue internationale des sciences administratives*, 177 (4).

GARNAUD, B. et J. ROCHETTE (2012), « Rôle et limites de l'approche projet dans l'aménagement du littoral à Nador (Maroc) », *Revue Tiers Monde*, 211.

GAUDEFRY DE MOMBYNES, T. et L. MERMET (2003), « La stratégie d'une ONG internationale d'environnement, articuler biologie et management, action publique et concurrence », *Gérer et comprendre*, 73.

GROUPE D'ÉVALUATION INDÉPENDANT, 2008, *Viabilité de l'environnement – Une évaluation de l'aide du groupe de la Banque mondiale*, résumé de l'évaluation, Banque mondiale, Washington.

GUILLET, F. (2011), *Analyse stratégique pour les organisations à finalité environnementale. Le cas d'une ONGE, la Tour du Valat*, thèse de doctorat en sciences de gestion, Université de Cergy-Pontoise, AgroParisTech.

GUILLET, F. et T. LEMÉNAGER (2013), *ONG d'environnement et bailleurs de l'aide publique au développement : un partenariat en débat*, AFD, Paris, <http://www.afd.fr/webdav/site/afd/shared/PUBLICATIONS/RECHERCHE/Scientifiques/Serie-grise/ONG-environnement-bailleur-apd.pdf>

HANAFI, S. (2005), *Les ONG palestiniennes et les bailleurs de fonds. Quelques éléments sur la formation d'un agenda*, in BEN NEFISSA, S., N. ABDELFAH, S. HANAFI et C. MILANI, (Eds), *NGOs and Governance in the Arab World*, American University in Cairo Press, Le Caire.

HUDSON, A. (2001), "NGO's Transnational Advocacy Networks: From 'Legitimacy' to 'Political Responsibility'", *Global Networks*, 1 (4).

JORDAN, L. et P. VAN TUIJL (2000), "Political Responsibility in Transnational NGO Advocacy", *World Development*, 28 (12).

JUHEM, P. (2001), « La légitimation de la cause humanitaire : un discours sans adversaires », *Mots*, 65 (9).

LE PRESTRE, P. (2005 [1999]), *Protection de l'environnement et relations internationales, Les défis de l'écopolitique mondiale*, Armand Colin, Dalloz.

LECOMTE, B. J. (1986), *L'aide par projet : limites et alternatives*, Centre de développement de l'OCDE, Paris.

LEMÉNAGER, T. (2010), *L'Entreprise, stratège et négociateur en matière d'environnement*, Editions universitaires européennes, Sarrebrück.

LEROY, M. (2008), *Les approches participatives dans les projets de développement et de coopération décentralisée*, AgroParisTech – ENGREF, Paris.

LISTER, S. (2000), "Power in Partnership? An Analysis of an NGO's Relationship with its Partners", *Journal of International Development*, 12 (2).

MALTAIS, A. (2008), "Environmental Policy Integration in International Governance – A Literature Review", *EPIGOV*, Berlin, 28.

MAATHAI, W. (2002), *The Canopy of Hope: My Life Campaigning for Africa, Women, and the Environment*, Lantern Books.

MICHAEL, S. (2004), *Undermining Development: The Absence of Power among Local NGOs in Africa*, James Currey, Oxford.

NELSON, F. (2009), "Conservation and Aid: Designing More Effective Investments in Natural Resource Governance Reform", *Conservation Biology*, 23 (5).

OLIVIER, J. (2005), *L'Union mondiale pour la nature : contributions à de nouvelles formes d'organisation internationale et au développement du droit de l'environnement*, Bruylant, Bruxelles

OLIVIER DE SARDAN, J.-P. (1995), *Anthropologie et développement, Essai en socio-anthropologie du changement social*, APAD-Karthala.

PRIEUR, M. (dir.) et A. GUIGNIER (2006), *État de l'art des questions soulevées par la participation du public aux travaux des instances internationales*, Rapport final, Centre international de droit comparé de l'environnement, pour le ministère de l'Écologie et du Développement durable.

RAUSTIALA K. (1997), "States, NGOs and International Environmental Institutions", *International Studies Quarterly*, 41, pp. 719-740.

REDFORD, K.H. (2011), "Misreading the Conservation Landscape", *Oryx*, 45 (3).

REDFORD, K.H., M.A. LEVY, E.W. SANDERSON et A. DE SHERBININ (2008), "What Is the Role for Conservation Organizations in Poverty Alleviation in the World's Wild Places?" *Oryx*, 42 (4).

ROE, D. (2008), "The Origins and Evolution of the Conservation Poverty Debate: a Review of Key Literature, Events and Policy Processes", *Oryx*, 42 (4).

ROSNER, P.-M. (2009), « Les collaborations opérationnelles entre l'AFD et les ONG. Capitalisation réalisées à partir d'un échantillon de 13 projets », *Ex Post Evaluation et capitalisation*, n° 22, AFD, Paris,
<http://www.afd.fr/webdav/site/afd/shared/PUBLICATIONS/RECHERCHE/Evaluations/Evaluation-capitalisation/22-evaluation-capitalisation.pdf>

SELIN H. et L. BJÖRN-OLA (2005), *The Quest for Global Sustainability: International Efforts on Linking Environment and Development*, CID Graduate Student and Postdoctoral Fellow, Working Paper No. 5, Cambridge, MA: Science, Environment and Development Group, Center for International Development, Harvard University.

SEVERINO, J.-M. (2010), Intervention personnelle à la Conférence du FFEM,
http://www.ffem.fr/jahia/webdav/site/ffem/shared/ELEMENTS_COMMUNS/U_ADMIFFEM/Evenements/JM%20SEVERINO.pdf, à Paris le 6 avril.

SEVERINO, J.-M. (2001), « Refonder l'aide au développement au XXI^e siècle », *Critique internationale*, 1 (10).

SINGER, B. (2004), « Aide bilatérale contre aide multilatérale ? Analyse comparative des politiques de coopération de l'Allemagne et du Royaume-Uni en matière de forêts tropicales », *Mondes en développement*, 3 (127), pp. 45-60.

SLAUGHTER, A.-M. (2000), *International Law and International Relations*, Recueil des cours de l'Académie de droit international, Martinus Nijhoff Publishers, La Hague, Boston, Londres.

SMOUTS, M.-C. (2001), *Forêts tropicales, jungle internationale, Les revers de l'écopolitique mondiale*, Presses de Sciences Po, Paris.

VAKIL, A.C. (1997), "Confronting the Classification Problem: Toward a Taxonomy of NGOs", *World Development*, 25 (12), pp. 2057-2070.

VAN DER HEIJDEN, H. (1987), "The Reconciliation of NGO Autonomy, Program Integrity and Operational Effectiveness with Accountability to Donors", *World Development*, 15 (1).

YAZIJ, M. et J. DOH (2009), "Classifying NGOs: Definitions, Typologies and Networks" in YAZIJ, M. et J. DOH (Eds), *NGOs and Corporations: Conflict and Collaboration*, Cambridge University Press.

WILLETS, P. (1996), "Consultative Status for NGOs at the United Nations" in WILLETS, P. (Ed), *The Conscience of the World: the Influence of Non-Governmental Organisation in the UN System*, the Brookings Institution, Washington.

1.4. La gestion durable des forêts : un concept et des dispositifs de gestion qui limitent la prise en charge des enjeux de biodiversité^[24]

Maya LEROY, Géraldine DERROIRE, Jérémy VENDE
et Tiphaine LEMÉNAGER

Si le sommet de Rio a notamment abouti à la convention-cadre sur le changement climatique (Nations unies, 1992a) et à la convention sur la diversité biologique (Nations unies, 1992b), aucun accord juridiquement contraignant n'a en revanche été pris en ce qui concerne les forêts. Toutefois, la déclaration de principe sur la gestion des forêts, rédigée lors du Sommet de Rio, estime que « *les ressources et les terres forestières doivent être gérées d'une façon écologiquement viable afin de répondre aux besoins sociaux, économiques, écologiques, culturels et spirituels des générations actuelles et futures* » (Nations unies, 1992c). Elle pose ainsi, dans la logique du développement durable, les bases du paradigme dominant qui tente depuis vingt ans de concilier enjeux économiques, environnementaux et sociaux afin d'assurer une « gestion durable des forêts » (GDF).

Pourtant, durant cette même période, les forêts ont continué à être soumises à d'intenses pressions. La dernière évaluation des ressources forestières mondiales conduites par l'Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO, 2011a) fait état sur la période 2000-2010, d'un taux moyen de déforestation à l'échelle mondiale de 13 millions d'hectares/an pour une surface forestière totale d'un peu plus de 4 milliard d'hectares. Si une certaine diminution du taux semble avoir eu lieu par rapport aux 16 millions d'hectares/an de la décennie précédente, la déforestation reste très préoccupante, en particulier pour les forêts tropicales, ce que confirme la récente étude par télédétection du *Forest Resource Assessment* (JRC et FAO, 2011). Outre la conversion des espaces forestiers en espaces agricoles ou d'urbanisation, l'exploitation intensive de bois ainsi que les routes et autres infrastructures en zone forestières sont également des causes directes de déforestation (Shvidenko *et al.*, 2005). En ce qui concerne la dégradation des forêts, les causes et les effets sont moins bien connus, et moins étudiés car la dégradation est plus difficile à définir (IPCC, 2003). Toutefois, le *Millenium Ecosystem Assessment* (MEA, 2005) donne le chiffre de 789 millions d'hectares de forêts tropicales fragmentées ou ouvertes pour un total de 2027 millions d'hectares de forêts tropicales (soit 39,3 % de forêts tropicales dégradées). Cette situation contribue fortement à l'érosion de

[24] Ce texte est issu d'une recherche financée par l'AFD en 2012 (Leroy *et al.*, 2013).

la biodiversité et à la menace d'extinction d'espèces. Elle intensifie également le problème de changements climatiques et participe plus globalement à l'érosion des biens et services environnementaux qui affectent l'ensemble des services économiques et sociaux qui sont associés à ces écosystèmes.

Face à un tel constat, plusieurs travaux ont souligné la faiblesse du concept de gestion durable des forêts, son caractère polysémique, sa déclinaison sous de trop nombreuses approches, son objectif irréaliste et sa difficile mise en œuvre en particulier dans les pays du Sud (Nasi et Frost, 2009). Peu de travaux ont néanmoins cherché à faire un bilan systématique de la façon dont ce concept et les dispositifs qu'il a contribué à construire prennent en charge les enjeux d'environnement. Les dispositifs de gestion promus dans le cadre de la GDF se sont en effet diversifiés et renforcés ces dernières années jusqu'à cristalliser une ambiguïté profonde entre les pratiques concrètement adoptées et mises en œuvre et la rhétorique développée à son propos. Il paraît aujourd'hui essentiel, après vingt ans de mise en œuvre, d'explicitier leurs effets, et finalement de réinterroger les choix opérés dans leurs dimensions idéologique, théorique mais également pratique. Cette étude s'inscrit en cela dans un courant de pensée critique en sciences de gestion qui questionne d'abord la nature et les finalités des processus gestionnaires, et leurs responsabilités effectives en termes de résultats, en particulier dans leurs dimensions sociales et environnementales. Quelles formes d'arrangements institutionnels, économiques et sociaux la GDF promeut-elle aujourd'hui, et pour quelle performance environnementale ? C'est ce à quoi tente de répondre cette recherche menée de janvier 2011 à avril 2012 (Leroy *et al.*, 2013).

1.4.1. *Cadre théorique et méthodologique*

Une approche critique en sciences de gestion

Le propre des recherches en gestion est de décrire et d'analyser des situations concrètes où les hommes s'organisent, créent des dispositifs dans une volonté de maîtriser la réalisation d'un objectif qu'ils se sont fixés. Les « *dispositifs de gestion* » qui sont construits et mobilisés dans ces situations, forcément contingentes et ancrées dans des terrains (Martinet, 2000), révèlent la coexistence de plusieurs logiques et de plusieurs formes de rationalité, que les sciences de gestion cherchent à rendre lisibles et actionnables (Girin, 1990 ; Barbier, 1998). Les « *dispositifs de gestion* » comme le précise Moisdon (1997) constituent un concept plus large que les outils (ou instruments) de gestion, « *spécifiant quels types d'arrangements des hommes, des objets, des règles et des outils paraissent opportuns à un instant donné* ».

Rendre intelligible de tels processus passe par une analyse critique. Il est en effet essentiel de s'extraire d'une vision où les dispositifs de gestion relèveraient d'une simple mise en œuvre des choix politiques, perçus sous un angle purement technique, dans une vision fonctionnaliste. Les dispositifs de gestion ne sont pas neutres : ils mobilisent et organisent des dynamiques sociales, techniques et scientifiques et ont au final des effets sur les hommes et les écosystèmes. Il est donc essentiel de faire un travail de mise en lisibilité des logiques, si ce n'est des doctrines gestionnaires qui les animent (Leroy, 2006 et 2010).

Pour mener à bien cette analyse, nous avons montré dans des travaux précédents qu'il est nécessaire de se donner également les moyens d'évaluer la performance des dispositifs mis en œuvre par rapport aux engagements qu'ils se sont fixés, en particulier en termes d'efficacité environnementale (Leroy, 2006 ; Leroy et Mermet, 2012 ; Mermet *et al.*, 2010). C'est ce que nous développerons également ici.

Une méthodologie originale

Pour caractériser les dispositifs de gestion étudiés, nous nous appuyons sur deux types de données.

Nous avons tout d'abord mené une vaste revue bibliographique afin de constituer des corpus de textes rassemblant des textes académiques, de la littérature grise issue de différentes institutions concernées par la GDF et des textes de lois. Nous avons alors mené différentes analyses lexicométriques approfondies de ces différents corpus, soit au total près de 2500 textes. Pour cela, nous avons considéré trois corpus, que nous avons abordés d'une manière systématique :

- le corpus de la littérature scientifique, soit environ deux tiers des textes analysés, reflète les débats, les prises de position et controverses du monde scientifique (à 90 % publiés en anglais, sur la période 1990-2011);
- le corpus de la littérature grise, soit un cinquième des textes sur la période 1986-2011, généralement à l'usage des gestionnaires et des politiques (parfois du public), a permis d'améliorer l'identification des dispositifs de gestion mis en œuvre, des stratégies et débats ayant lieu dans les forums traitant de la GDF et des politiques publiques forestières;
- le corpus des textes de lois, de 1907 à 2011, a permis de comprendre les cadres légaux relatifs aux forêts tropicales, la diffusion des normes, et la structuration réglementaire de la GDF dans les pays tropicaux.

Les tendances dégagées par l'analyse lexicométrique ont pu être mises en lien avec les types d'acteurs qui les portent, les pays dont elles émanent, les revues qui les publient, et les dates auxquelles elles se sont développées. Ces analyses ont constitué une première phase du travail permettant d'entreprendre ensuite une analyse plus précise du concept de « gestion durable des forêts tropicales » à partir d'une lecture approfondie des références rassemblées.

Nous avons ensuite complété cette analyse par une quarantaine d'entretiens qui nous ont permis de préciser les pratiques et de les confronter à la législation et aux débats portés dans les sphères scientifiques et politiques. Ces entretiens ont été menés auprès d'acteurs clés de la gestion des forêts tropicales et de l'évaluation, appartenant à différents types d'institutions principalement francophones (organisations intergouvernementales, ONG, gestionnaires, industriels, bailleurs, bureaux d'études et d'audits, chercheurs). Une attention particulière a été portée aux dispositifs élaborés par les acteurs français (ou en partenariat plus ou moins étroit avec des acteurs français) dans la perspective de caractériser une éventuelle spécificité des approches françaises, et plus largement francophones, de gestion durable des forêts. Deux types d'entretiens ont été menés : les premiers visaient à mettre en lumière les types de dispositifs et les pratiques gestionnaires dans lesquels l'interlocuteur est engagé et le lien entre ses pratiques et la (ou les) conception(s) de la gestion durable des forêts auquel il se rattache ; les seconds à mettre en lisibilité les pratiques d'évaluation environnementale de la gestion des forêts tropicales.

1.4.2. Résultats et enseignements

Une activité réglementaire intense : traduire juridiquement le concept de GDF

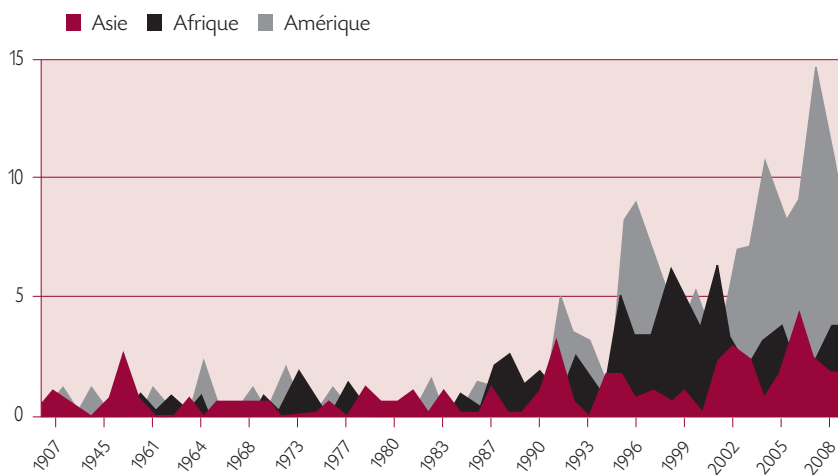
Le développement du concept de GDF s'est accompagné d'une très forte activité législative et réglementaire dans les différents pays tropicaux (graphique 1). En 1987, la majorité des pays tropicaux (44 sur les 56 étudiés) n'avaient pas de législation forestière à proprement parler. Suite au boycott des bois tropicaux, et de façon concomitante au rapport Brundtland, on observe alors une première phase d'activité juridique pour la gestion des forêts. Puis, à la suite de Rio et face à l'échec des négociations pour parvenir à un accord contraignant sur les forêts, plusieurs dispositifs onusiens se sont succédés afin d'appuyer la mise en œuvre des recommandations contenues dans la déclaration de principe non contraignante des forêts. L'accent est mis plus particulièrement sur la réforme des législations forestières, notamment dans les pays tropicaux. Ces instances de négociations internationales ont conduit à la rédaction de plus d'une centaine de « *propositions d'actions* » pour améliorer

la gestion des forêts ainsi qu'à la création d'un instrument d'aide à la réforme des politiques forestières : le programme forestier national (PFN), dont la rédaction a été soutenue financièrement par la FAO.

Mais divers acteurs de la scène internationale se montrent peu convaincus par les possibilités de changement concret offertes par ces négociations. À partir des années 2000, notamment face au constat de difficulté des États tropicaux à appliquer leurs politiques forestières (Ongolo et Karsenty, 2011), des dispositifs reposant sur d'autres fondements que la seule mise en œuvre des politiques forestières se sont alors développés en parallèle. Ainsi, les logiques de standardisation de la gestion forestière ont fait leur chemin à travers de nouvelles normes de gouvernance privée. Les lignes directrices de « principes, critères et indicateurs » (PC&I), au départ, régionaux et aux services des gouvernements (FAO, Organisation internationale des bois tropicaux [OIBT], *Center for International Forestry Research* [CIFOR]), se sont structurées avec l'avènement de l'écocertification comme outil de marché, les labels devant orienter les pratiques des exploitants forestiers et les acteurs de la filière. ONG, entreprises, secteur forestier privé sont au cœur de cette dynamique, qui reste cependant souvent encadrée par les gouvernements soucieux de préserver leurs intérêts nationaux (Guéneau, 2011). Le développement généralisé d'engagements volontaires favorisant de nouveaux outils de marché s'est également renforcé pour ce qui concerne la biodiversité et le stockage du carbone avec la mise en place de paiements pour services environnementaux, l'entrée en vigueur du protocole de Kyoto et la perspective des nouveaux mécanismes REDD. Ils continuent à fournir des cadres normatifs, objets de révisions non interrompues des cadres juridiques nationaux.

En 2010, seuls deux pays parmi les 56 étudiés n'ont toujours pas de loi forestière, et la majorité de ceux qui en sont dotés ont aussi mis en place des réglementations, montrant une volonté d'application des textes législatifs. Les nouvelles législations ont permis de sécuriser les droits souverains des États sur la propriété forestière en délimitant les domaines de gestion publique des espaces forestiers tout en restreignant les droits d'utilisation des ressources contiguës. Mais diverses évolutions ont également offert les conditions nécessaires à un transfert de gestion vers l'exploitation privée ou communautaire des ressources forestières. Ces logiques s'accompagnent de normalisation des instruments de gestion (outils cartographiques et plan d'affectation des terres, plans d'aménagement, différents types de concessions), d'avantages fiscaux en faveur des exploitants, et de mesures incitatives pour encourager la gestion participative et la prise en compte de mesures de conservation.

Graphique 1 Évolution de la production annuelle des textes législatifs et réglementaires pour 56 pays tropicaux



Source : Leroy et al. (2013).

Une gamme de dispositifs restreinte : décliner opérationnellement le concept de GDF

Les regroupements de sources bibliographiques par analyses lexicométriques, effectuées sur les corpus scientifique, réglementaire et de la littérature grise, recoupés avec les entretiens, nous ont permis de mettre en évidence les principaux dispositifs de gestion, c'est-à-dire les principaux modes d'opérationnalisation aujourd'hui associés au concept de gestion durable des forêts tropicales. Ceux-ci ont pu être regroupés en trois grandes catégories, qui se différencient par les objectifs prioritaires qu'ils se fixent, bien qu'ils revendiquent tous d'assurer à la fois les volets économique, social et environnemental de la gestion durable des forêts (schéma 2) :

- (i) Améliorer l'exploitation forestière : ces dispositifs de gestion sont centrés sur l'exploitation forestière durable. En intégrant de manière plus ou moins importante des préoccupations environnementales et sociales aux pratiques de gestion forestière préexistantes, l'enjeu consiste à pérenniser la production de bois d'œuvre. L'aménagement forestier durable, l'exploitation forestière à faible impact (EFI) et la certification forestière caractérisent cette catégorie.
- (ii) Valoriser le stockage du carbone : depuis l'émergence des questions relatives au changement climatique, plusieurs dispositifs visant à accroître ou à maintenir

le stockage de carbone dans les écosystèmes forestiers se sont développés. Reposant sur l'idée que la séquestration du carbone et la réduction d'émissions de gaz à effet de serre sont des externalités positives qu'il convient de rémunérer, les projets de gestion forestière peuvent permettre l'obtention de crédits carbone. Ces crédits s'échangent soit sur le marché de conformité (les crédits sont comptabilisés dans les objectifs du protocole de Kyoto) comme le mécanisme de développement propre – forestier [MDP] pour les projets de boisement et reboisement, soit sur les marchés volontaires (hors protocole de Kyoto donc non contraignants). Les crédits échangés sur les marchés volontaires sont néanmoins certifiés par des standards qui se différencient, entre autres, par la place qu'ils accordent aux co-bénéfices environnementaux et sociaux des projets liés. Le mécanisme de réduction des émissions liées à la déforestation et à la dégradation des forêts (REDD+), encore en cours de construction, peut, quant à lui, donner lieu au développement de projets forestiers locaux de réduction de gaz à effet de serre, comme à des stratégies nationales susceptibles de redonner aux États un pouvoir de régulation.

- (iii) Accroître l'implication des populations locales : on observe depuis longtemps une décentralisation des prises de décision et une plus forte implication des populations locales dans les projets de développement. Concernant la gestion des écosystèmes forestiers, ce mouvement a donné lieu à divers dispositifs de gestion estimant que la GDF ne pouvait être atteinte qu'en maximisant la participation des populations localement concernées. La gestion conjointe des forêts, la foresterie communautaire, ou encore les forêts communales, pour les plus cités, illustrent ces dispositifs de gestion.

Ces trois catégories de dispositifs de gestion restent centrées sur l'enjeu de développement du secteur forestier. Dans une logique d'internalisation des externalités, l'objectif est d'intégrer les contraintes environnementales et sociales à l'économie du secteur forestier. Si les dispositifs « valorisation du stockage du carbone » se fixent un objectif environnemental explicite, en termes de carbone stocké ou non émis, la qualité environnementale des espaces forestiers créés ou maintenus par ces mécanismes peut s'avérer très en deçà des caractéristiques écologiques d'un écosystème forestier naturel, en particulier vis-à-vis des enjeux de biodiversité. De même, si les dispositifs visant à accroître l'implication des populations locales fixent un objectif social explicite, c'est avant tout pour faciliter l'engagement des parties prenantes à la bonne marche de l'activité du secteur forestier. Dans aucun des cas, l'objectif environnemental ou social n'est envisagé comme pouvant être en contradiction avec l'objectif économique de la filière.

Schéma 2 Les trois grandes catégories de dispositifs de gestion



Source : Leroy et al. (2013).

La traduction opérationnelle du concept de GDF est donc limitée à un nombre relativement restreint de dispositifs de gestion, qui peuvent d'ailleurs s'hybrider. Ils reposent, pour bon nombre d'entre eux, sur une logique de régulation par le marché facilitée par l'introduction d'instruments d'ordre économique, et sur la contractualisation entre les parties prenantes. Globalement, ils tendent à réduire l'intervention de l'État dans les systèmes de gestion à son rôle d'encadrement législatif, en particulier pour assurer l'encadrement juridique nécessaire à la mise en œuvre des dispositifs promus. La gestion en tant que telle est aujourd'hui portée principalement par des opérateurs privés ou des partenariats publics-privés. Ces doctrines, typiques du processus de normalisation du développement durable (Leroy, 2010), favorisent la fragmentation des projets et leur mise en œuvre autour d'une multitude d'instances de régulation, valorisant les initiatives volontaires plutôt que les règles contraignantes ou interventionnistes. Cette normalisation s'opère par la mise en place de référentiels, eux-mêmes en lutte pour s'instaurer en tant que « standard », les sociétés internationales d'audit étant notamment des acteurs très actifs de cette dynamique de normalisation (Leroy et Lauriol, 2011). Le schéma de certification forestière et la compétition entre les principaux standards, FSC et PEFC, en est l'exemple le plus concret (Mione et Leroy, 2013). Cette irruption du secteur privé dans la gouvernance du développement durable a fait l'objet de nombreuses critiques (Godard, 2005), elle vise à aboutir à une gestion qui se veut éthique tout en étant rentable, mais qui aujourd'hui ne semble pas favoriser la prise de responsabilité directe sur les enjeux environnementaux (Leroy, 2010 ; Palpacuer *et al.*, 2010). C'est cette dernière question que nous allons analyser maintenant.

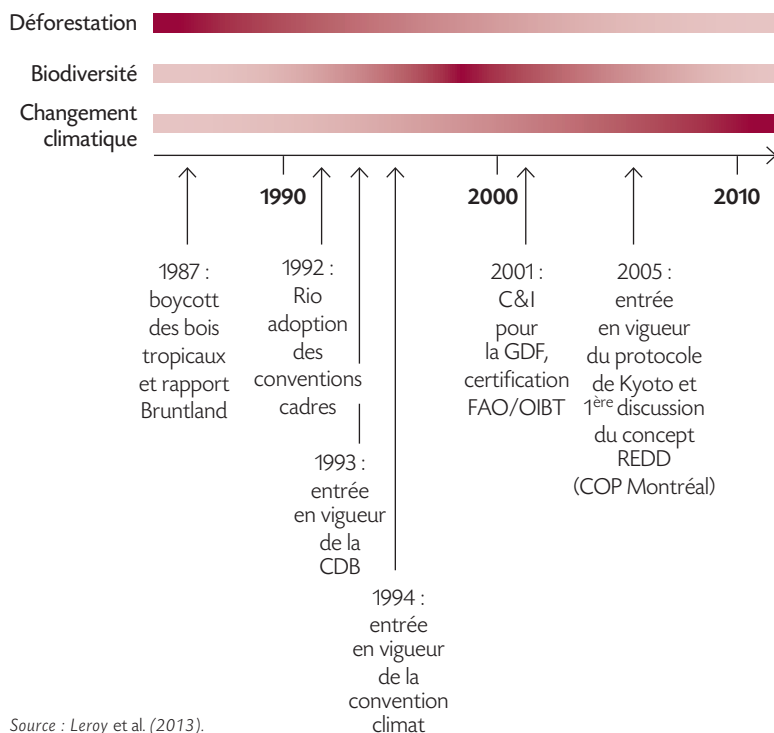
1.4.3. La GDF actuellement mise en œuvre permet-elle de prendre en compte efficacement les enjeux environnementaux, en particulier la biodiversité ?

Malgré la création du concept de GDF, une forte activité juridique pour la transcrire dans les politiques publiques de nombreux États, et la création de différents dispositifs pour la mettre en œuvre, l'état des forêts tropicales est toujours aussi préoccupant (FAO, 2011a). Comment l'expliquer ?

Comme nous le soulignons en abordant ce travail, les concepts mobilisés et les dispositifs de gestion qu'ils contribuent à mettre en œuvre ne sont pas neutres, ils sont porteurs de valeurs. À la fois techniques et sociaux, ils mobilisent et organisent des dynamiques sociales et scientifiques spécifiques et poussent à rationaliser les actions selon des doctrines de gestion et avec des instruments qui vont avoir des effets sur les hommes, comme sur les écosystèmes.

L'analyse lexicométrique que nous avons menée sur le corpus d'articles scientifiques traitant de la GDF a permis, entre autres, de mettre en évidence les mots clés les plus employés par les auteurs. Si les enjeux de production, notamment de production de bois, apparaissent ainsi centraux et stables au cours du temps, sur le plan environnemental, on n'observe pas du tout la même stabilité. Trois grandes préoccupations sont apparues successivement, faisant suite à l'évolution des débats plus généraux menés dans la sphère des politiques environnementales (schéma 3) : (i) le début des années 1990 a été marqué par une attention portée au thème global de la déforestation ; suite à l'entrée en vigueur de la Convention sur la diversité biologique en 1993, on voit alors se développer (ii) la problématique biodiversité, qui atteint son importance maximale au début des années 2000, jusqu'à l'émergence (iii) de la problématique changement climatique, qui s'est développée rapidement à compter de 2005, année marquant à la fois l'entrée en vigueur du protocole de Kyoto et les premières discussions menées sur le REDD. Il est important de souligner que, dans la littérature scientifique francophone, les préoccupations « biodiversité » et « changement climatique » apparaissent plus tardivement que dans la littérature anglophone. Les travaux de recherche francophones sont encore plus clairement centrés sur l'exploitation, la sylviculture, et l'aménagement forestier comme modes de prise en charge des enjeux du développement durable. Cette évolution générale semble indiquer que les négociations internationales influencent de manière non négligeable les thématiques de recherche développées sur la GDF et que la sphère scientifique dans ce champ semble s'emparer des débats préexistants plutôt que de les initier. De plus, nous pouvons constater qu'une préoccupation environnementale tend à supplanter l'autre, au gré de l'évolution de ces débats.

Schéma 3 Évolution des préoccupations environnementales dans la littérature scientifique sur la GDF



La lecture de cette évolution chronologique des préoccupations environnementales traitées par la littérature scientifique dédiée à la GDF montre que la biodiversité y tient une place de choix au début des années 2000. Pourtant, nos analyses ont montré qu'aucun dispositif de gestion spécifiquement centré sur la biodiversité n'a été développé dans le cadre de la GDF, contrairement en particulier aux dispositifs « carbone » arrivés pourtant plus tardivement. Afin de mieux comprendre cette asymétrie dans le traitement des préoccupations environnementales et leur capacité de traduction en dispositifs de gestion opérationnels, nous avons mené une analyse plus approfondie du contenu précis des articles traitant de la GDF et abordant les thématiques de la biodiversité et de la conservation.

Le premier constat est que la littérature consacrée à la GDF aborde les questions de conservation et de biodiversité d'une manière très spécifique, essentiellement en termes de conservation de la ressource arborée exploitée, et donc de conservation

d'un couvert forestier constitué d'espèces commercialisables sur des espaces forestiers de production. Le constat peut d'ailleurs parfois être assez sévère, soulignant que les mesures d'aménagement et de gestion actuelles ne permettent pas d'assurer un seuil de prélèvement durable des essences commerciales à l'échelle des exploitations forestières (Sist et Ferreira, 2007 ; Zarin *et al.*, 2007). Les principales propositions, consensuelles, sont en faveur de cycles de rotations et de mesures d'exploitation à faible impact.

Les dynamiques des peuplements et les effets de l'exploitation forestière sur la biodiversité végétale sont par ailleurs relativement mal évalués (Lacerda et Nimmo, 2010). Les formes végétales autres que celles exploitables ne sont pas plus abordées dans les publications spécifiquement orientées sur les enjeux de biodiversité que dans le reste de la littérature analysée : peu d'études se focalisent sur le sous-bois, les lianes ou les épiphytes, sauf dans le cas de ressources utilisées ou commercialisées par les populations locales, comme les produits forestiers non ligneux. Il s'agit alors d'études ciblées sur une ou quelques espèce(s) avec l'objectif de définir des seuils d'exploitation durable.

La faune est également peu étudiée, les analyses se focalisant principalement sur les mammifères, généralement la grande faune emblématique (Meijaard *et al.*, 2006 ; Stokes *et al.*, 2010 ; Rayden *et al.*, 2010), les chauves-souris (Presley *et al.*, 2008 ; Castro-Arellano *et al.*, 2009) et les oiseaux (Holbech, 2005 ; Danielsen *et al.*, 2010). Les études faunistiques sont quasiment toutes réalisées dans des forêts aménagées, l'objectif étant le plus souvent de comparer des populations animales entre des forêts sous aménagement durable et des zones protégées ou exploitées sans aménagement. Plusieurs auteurs insistent sur le fait que les aires protégées sont insuffisantes pour jouer un rôle efficace de conservation. Ils mettent alors en avant l'intérêt de préserver la faune également dans les espaces exploités, mais ils ne précisent généralement pas les limites écologiques d'un tel objectif de gestion (trop fortes pressions, etc. ; cf. Ancrenaz *et al.*, 2010). Les études restent au final assez éclectiques : étude des insectes pour leur rôle d'indicateur des perturbations (Aguilar-Amuchastegui et Henebry, 2007 ; Akutsu *et al.*, 2007), mais rien sur les amphibiens pourtant connus comme étant très sensibles aux changements de conditions environnementales. En outre, peu de publications traitent simultanément de la faune et de son habitat.

Globalement, les aires protégées sont très peu citées et ne sont pas associées aujourd'hui au concept de GDF d'un point de vue académique (ce que nos entretiens ont confirmé). Et ce, alors que pour certains acteurs de terrain rencontrés, et plus directement engagés sur des projets d'aires protégées (forestières ou non), elles devraient être perçues comme des enjeux de gestion durable des forêts.

Cette analyse montre donc que la littérature académique traitant de la GDF aborde l'enjeu de conservation de la biodiversité de façon très marginale, et qu'elle la traite comme un enjeu secondaire qui accompagne l'enjeu central d'exploitation forestière. Symétriquement, le secteur scientifique de la conservation et de l'écologie, et les revues qui lui sont associées, échappent en grande partie à celui de la gestion durable des forêts. Les thématiques et pratiques de conservation de la biodiversité restent en cela les « oubliées » de la GDF, bien qu'elles soient au cœur des enjeux des écosystèmes forestiers tropicaux.

Si l'on se concentre maintenant sur les déclinaisons juridique et institutionnelle de la GDF, elle a effectivement impulsé quelques améliorations environnementales dans les juridictions forestières des pays tropicaux : une prise en compte de la dimension écosystémique des forêts, le renforcement des études d'impacts, le renforcement de mesures de protection des forêts avec un classement des domaines forestiers à protéger et des objectifs de conservation, la maîtrise de certains facteurs de déforestation (défrichement et contrôle des feux, définition des mesures de protection et de conservation des plans d'aménagement)... mais en restant dans une logique le plus souvent utilitariste de la forêt, avec des normes centrées sur l'exploitation du bois d'œuvre. De plus, ces améliorations environnementales apportées par les révisions des politiques forestières des pays tropicaux restent confrontées aux mêmes contraintes : carences du volet réglementaire des nouvelles dispositions législatives, complexité du système institutionnel du secteur forestier, faiblesse des moyens humains et financiers affectés aux services en charge des questions forestières, manque de personnel qualifié et de moyens techniques. En ce qui concerne les études d'impact environnemental (EIE), bien qu'une majorité des pays les aient inscrites dans leur cadre juridique national, certains n'ont pas encore adopté cette mesure. Pour ceux qui l'ont officiellement fait, il s'avère que la définition et le cadrage juridico-institutionnel de l'EIE sont la plupart du temps très imprécis. Outre les faiblesses de certains textes, l'analyse bibliographique et les informations recueillies par entretiens mettent en exergue le fait que les EIE sont encore rarement menées, y compris dans les pays où elles sont pourtant exigées. Plusieurs facteurs en entravent l'application : la création des structures spécifiquement en charge de l'EIE prévues dans les textes est souvent retardée ou annulée, et l'on observe, dans certains cas, un éclatement des compétences de l'EIE entre l'administration environnementale et l'administration forestière, lié à la dichotomie fréquente entre les ministères des Forêts et de l'Environnement.

Finalement, la réglementation favorise le développement de nouveaux dispositifs sans pour autant remplir son rôle d'encadrement, minimisant en cela le fait que, pour faire fonctionner ces dispositifs (y compris ceux mobilisant des instruments de « marché »), il est essentiel de disposer de réglementations contraignantes et de contrôles par une administration.

Si nous revenons maintenant sur les dispositifs de gestion que la GDF a contribué à mettre en œuvre, l'analyse, rappelons-le, montre que ces derniers sont en très grande majorité centrés sur le développement économique du secteur forestier.

Les dispositifs visant à améliorer l'exploitation forestière sont les plus explicites. En effet, pour les exploitants, l'argument principal consiste à affirmer que la GDF serait le seul moyen de maintenir une activité rentable, et d'éviter en cela la conversion des forêts pour d'autres usages. Nombreux sont néanmoins ceux qui soulignent les limites environnementales de ces dispositifs sur le constat simple que la modification des équilibres écologiques forestiers produite par l'exploitation forestière reste inéluctable.

Les dispositifs visant à valoriser le stockage du carbone ont, certes, un objectif environnemental explicite axé sur le changement climatique, mais leur finalité reste avant tout économique pour les opérateurs qui investissent dans les crédits « carbone ». Si certains considèrent le carbone comme une thématique « chapeau » qui doit permettre (voire même faciliter) le traitement d'enjeux environnementaux plus larges, d'autres demeurent sceptiques, et force est de constater que l'efficacité environnementale des modes de gestion des forêts liés au marché carbone n'a pas encore fait ses preuves.

Quant aux dispositifs visant à accroître l'implication des populations locales, l'une des rhétoriques consiste à prétendre que les savoirs et pratiques coutumières des populations locales, basés sur des normes sociales ancestrales, contribuent largement à préserver les ressources naturelles, même si ce n'est pas l'objectif revendiqué. Mais la multitude des situations et contextes locaux ne permet pas de généralisations hâtives sur l'efficacité environnementale des modes de gestion participative de la forêt.

Ce passage en revue des différents dispositifs de GDF montre donc qu'ils sont peu efficaces d'un point de vue environnemental, malgré les avancées et les innovations spécifiques qu'ils peuvent chacun apporter. Compte tenu de l'ambiguïté relevée aussi bien dans leur capacité à intégrer la dimension environnementale que dans leur capacité à la rendre effective, et donc à produire des changements pour une amélioration de la situation d'un point de vue écologique, la question se pose de savoir dans quelle mesure une attention est portée plus formellement aux processus d'évaluation environnementale de ces dispositifs.

La pratique tend à séparer deux principaux types d'outils formels permettant l'évaluation environnementale : l'évaluation *ex ante* et l'évaluation *ex post*. La première vise à identifier les impacts environnementaux potentiels d'un projet donné et de proposer des mesures permettant de les éviter, de les réduire, voire de les compenser. La seconde, menée en cours ou en fin de projet, permet de mesurer *in itinere* ou

a posteriori l'efficacité des mesures prises, et de mesurer ainsi l'efficacité environnementale des dispositifs analysés. En phase *ex ante*, l'évaluation environnementale prend généralement la forme d'EIE ou d'évaluation environnementale stratégique (EES). Toutefois, le faible nombre d'EES appliquées au domaine des forêts recensées renforce l'idée qu'elle reste aujourd'hui un instrument encore très marginal dans ce secteur. Contrairement aux EIE, l'évaluation *ex post* ne fait l'objet d'aucune obligation légale dans les pays tropicaux. Dans le secteur forestier, elle reste le fait du bon vouloir de l'exploitant. Elles sont cependant encouragées et promues par les bailleurs de fonds. Notre recherche bibliographique a néanmoins été peu fructueuse en la matière, ce que confirment nos entretiens. En conclusion, et malgré quelques signaux encourageants, il semble que les processus formels d'évaluation environnementale appliqués aux dispositifs de GDF soient encore très peu opérationnels (cf. encadré 2), et ce alors même que l'analyse des résultats environnementaux obtenus par ces dispositifs, donc par des évaluations *ex post*, constituerait un levier pour vérifier et améliorer leur efficacité environnementale.

Encadré 2 L'évaluation environnementale des dispositifs de GDF

Si, dans les zones forestières, en particulier, sous contrôle de l'administration forestière ou sous régime de protection (forêts classées, aires protégées, etc.), il est aujourd'hui presque systématiquement exigé une EIE *ex ante* lorsque sont prévues la construction d'ouvrages ou d'infrastructures, la mise en place de projets de développement, d'exploitation minière, d'implantation d'industries, etc., en revanche, les « dispositifs de GDF » à proprement parler ne donnent généralement pas lieu, eux, à études d'impact. Les quelques publications abordant la question des études d'impact environnemental du secteur forestier ne s'intéressent qu'à la gestion des risques industriels et sanitaires des infrastructures de la filière forêt-bois. L'évaluation environnementale *ex post* de projets de GDF ne donne, quant à elle, pas lieu à publication. Les rares évaluations se concentrent plutôt sur la mise en œuvre des procédures et sur la mobilisation des moyens, plutôt que sur les résultats. Ces dispositifs de gestion sont en effet souvent considérés, par construction, comme « durables » et « verts », excluant ainsi toute idée d'évaluation environnementale. Par ailleurs, le sujet est trop souvent évoqué comme un problème de gouvernance du secteur forestier, et non un problème de nature de ces dispositifs et de leur performance environnementale. Les critères environnementaux étant, dès le début, peu explicités, on comprend pourquoi peu de mesures sont prises pour vérifier l'efficacité environnementale de ces dispositifs.

Conclusion et recommandations

Les théories, souvent implicites, qui structurent les trois grands types de dispositifs de GDF articulent gestion par le marché et contractualisation entre parties prenantes. D'un point de vue environnemental, ils cherchent la plupart du temps à corriger des externalités environnementales négatives en tentant d'intégrer certaines préoccupations au sein d'activités économiques et ce, tout en favorisant une participation élargie des opérateurs, essentiellement privés. Dans le cas de la GDF, les objectifs environnementaux et sociaux sont encore largement perçus comme des coûts et des contraintes à l'exploitation forestière, et non comme des enjeux stratégiques d'innovation pour la gestion de ces écosystèmes et la préservation de leurs qualités environnementales. On constate d'ailleurs des tensions qui perdurent entre la GDF, avant tout centrée sur l'exploitation forestière, et un secteur de la conservation de l'environnement perçu comme bloquant potentiellement le développement de la filière.

Par ailleurs, la prise en charge « spontanée » de l'environnement, attendue à partir du moment où les dispositifs sont mis en œuvre, donnent à ces derniers une autonomie qui tend à éloigner les acteurs de leur responsabilité sur les effets qu'ils produisent et sur leur pilotage. La prise en charge des enjeux environnementaux se retrouve donc traitée de façon marginale.

La situation pourrait sans aucun doute être fortement améliorée par (i) une meilleure articulation des connaissances du secteur forestier et de celui de la conservation ; en cela parvenir à organiser un dialogue éclairé et constructif entre les acteurs des dispositifs passés en revue et ceux qui investissent les sciences de la biodiversité paraît une étape indispensable à la promotion de solutions adaptées et effectivement respectueuses de l'environnement. (ii) La définition claire d'un référentiel écologique associée à une dynamique d'évaluation environnementale stratégique du secteur forestier permettrait également d'impulser une dynamique d'apprentissage et de responsabilisation des acteurs. Enfin, (iii) l'instauration d'un dialogue intersectoriel systématique entre le secteur forestier et le reste des secteurs faisant pression sur les forêts (agricoles, miniers, infrastructures) semble crucial pour identifier les contraintes et les marges de manœuvre visant l'amélioration des dispositifs de gestion environnementale des forêts. Il est en effet peu réaliste de croire que le secteur forestier pourra à lui seul assurer une gestion durable des forêts qui soit effective d'un point de vue environnemental.

Bibliographie

AGUILAR-AMUCHASTEGUI, N. et G.M. HENEBRY (2007), "Assessing Sustainability Indicators for Tropical Forests: Spatio-Temporal Heterogeneity, Logging Intensity, and Dung Beetle Communities", *Forest Ecology and Management*, 253 (1-3).

AKUTSU, K., C.V. KHEN et M.J. TODA (2007), "Assessment of Higher Insect Taxa as Bioindicators for Different Logging-Disturbance Regimes in Lowland Tropical Rain Forest in Sabah, Malaysia", *Ecological Research*, 22 (4).

ANCRENAZ, M., L. AMBU, I. SUNJOTO, E. AHMAD, K. MANOKARAN, E. MEIJAARD et I. LACKMAN (2010), "Recent Surveys in the Forests of Ulu Segama Malua, Sabah, Malaysia, Show that Orang-Utans (*P. p. morio*) can be Maintained in Slightly Logged Forests", *PLoS ONE*, 5 (7), pp. 1-11.

BARBIER, M. (1998), *Pratiques de recherche et invention d'une situation de gestion d'un risque de nuisance. D'une étude de cas à une recherche-intervention*, Doctorat ès sciences de gestion, Lyon, Université Jean Moulin – Lyon 3.

CASTRO-ARELLANO I., PRESLEY S. J., WILLIG M. R., WUNDERLE J. M. et L. N. SALDANHA (2009), "Reduced-Impact Logging and Temporal Activity of Understorey Bats in Lowland Amazonia", *Biological Conservation*, 142 (10).

CASTRO-ARELLANO I., PRESLEY S. J., SALDANHA L. N., WILLIG M. R. et J. M. WUNDERLE (2007), "Effects of Reduced Impact Logging on Bat Biodiversity in Terra Firme Forest of Lowland Amazonia", *Biological Conservation*, 138 (1-2).

DANIELSEN, F., C.E. FILARDI, K.A. JØNSSON, V. KOHAIA, N. KRABBE, J.B. KRISTENSEN, R.G. MOYLE, P. PIKACHA, M.K. POULSEN, M.K. SØRENSEN, C. TATAHU, J. WAIHURU et J. FJELDSA (2010), "Endemic Avifaunal Biodiversity and Tropical Forest Loss in Makira, a Mountainous Pacific Island", *Singapore Journal of Tropical Geography*, 31 (1).

FAO (2011a), *Évaluation des ressources forestières mondiales : rapport principal*, Rome.

FAO (2011b). Bureau juridique FAOLEX, http://faolex.fao.org/faolex_fra/index.htm.

FAO et ITTO (2011), « La situation des forêts dans le Bassin amazonien, le Bassin du Congo et l'Asie du Sud-Est, Brazzaville, FAO », *Rapport préparé pour le Sommet des trois bassins forestiers tropicaux*, 31 mai au 3 juin, Brazzaville.

GIRIN, J. (1990), « L'analyse empirique des situations de gestion : éléments de théorie et de méthode » in MARTINET, A.-C. (Ed.), *Épistémologies et sciences de gestion*, Economica, Paris.

GODARD, O. (2005), « Le développement durable, une chimère, une mystification ? » *Mouvements*, 41.

GUENEAU, S. (2011), *Vers une évaluation des dispositifs de prise en charge du problème du déclin des forêts tropicales humides*, thèse de doctorat, AgroParisTech, Paris.

HOLBECH, L.H. (2005), "The Implications of Selective Logging and Forest Fragmentation for the Conservation of Avian Diversity in Evergreen Forests of South-West Ghana", *Bird Conservation International*, 15 (1).

IPCC (2003), *Definitions and Methodological Options to Inventory Emissions from Direct Human induced Degradation for Forests and Devegetation of other Vegetation Types*, IPCC, Kanagawa.

JRC et FAO (2011), *Global Forest Land-Use Change from 1990 to 2005 – Initial Results from a Global Remote Sensing Survey*, FAO, Rome.

LACERDA, A.E.B.D. et E.R. NIMMO, (2010), "Can we Really Manage Tropical Forests without Knowing the Species within? Getting Back to the Basics of Forest Management through Taxonomy", *Forest Ecology and Management*, 259 (5).

LASCOUTES, P. et P. LE GALÈS (Eds.) (2004), *Gouverner par les instruments*, Presses de la Fondation nationale des sciences politiques, Paris.

LEROY, M. (2010), « Fondements critiques de l'analyse de la performance environnementale des dispositifs de développement durable » in PALPACUER, F., M. LEROY et G. NARO (Eds.), *Management, mondialisation et écologie : regards critiques en sciences de gestion, Traité IC2 Technologies et développement durable*, Hermes Science Publishing, Paris.

LEROY, M. (2008), *La participation dans les projets de développement : une analyse critique*, Ed. AgroParisTech - ENGREF, Paris.

LEROY, M. (2006), *Gestion stratégique des écosystèmes du fleuve Sénégal, actions et inactions publiques internationales*, L'Harmattan, Paris.

LEROY, M., G. DERROIRE, J. VENDE et T. LEMÉNAGER (2013), « La gestion durable des forêts tropicales, de l'analyse critique du concept à l'évaluation environnementale des dispositifs de gestion », *A Savoir*, n° 18, AFD, Paris,
<http://www.afd.fr/webdav/site/afd/shared/PUBLICATIONS/RECHERCHE/Scientifiques/A-savoir/18-A-Savoir.pdf>

LEROY, M. et J. LAURIOL (2011), « 25 ans de développement durable : de la récupération de la critique environnementale à la consolidation d'une dynamique de normalisation », *Gestion 2000*, 28 (2).

LEROY, M. et L. MERMET (2012), "Delivering on Environmental Commitments? Guidelines and Evaluation Framework for an 'On-Board' Approach", *Sécheresse Science et changements planétaires*, 23 (3).

MARTINET, A.-C. (2000), « Épistémologie de la connaissance praticable : exigences et vertus de l'indiscipline » in DAVID, A., A. HATCHUEL et R. LAUFER (Eds.), *Les nouvelles fondations des sciences de gestion, Éléments d'épistémologie de la recherche en management*, FNEGE, Vuibert, Paris.

MAZZEI DE FREITAS, L. (2010), *Durabilité économique et écologique de l'exploitation forestière pour la production de bois d'œuvre et pour le stockage du carbone en Amazonie*, AgroParis Tech, Paris.

MEA (2005), *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*, Island Press, Washington, D.C.

MEIJAARD, E., D. SHEIL, R. NASI et S. A. STANLEY (2006), "Wildlife Conservation in Bornean Timber Concessions", *Ecology and Society*, 11 (1).

MERMET, L., R. BILLÉ et M. LEROY (2010), "Concern-Focused Evaluation for Ambiguous and Conflicting Policies: an Approach from the Environmental Field", *American Journal of Evaluation*, 31 (2).

MIONE, A. et M. LEROY (2013), « Décisions stratégiques dans la rivalité entre standards de qualité : le cas de la certification forestière », *Management International*, 17 (2).

MOISDON, J.-C. (1997), *Du mode d'existence des outils de gestion, les instruments de gestion à l'épreuve de l'organisation*, Seli Arslan, Paris.

NASI, R. et P.G.H. FROST (2009), "Sustainable Forest Management in the Tropics: Is Everything in Order but the Patient Still Dying?", *Ecology and Society*, 14 (2).

NATIONS UNIES (1998), *Protocole de Kyoto à la convention-cadre des Nations unies sur les changements climatiques*.

NATIONS UNIES (1992a), *Convention-cadre des Nations unies sur les changements climatiques*, Conférence des Nations unies sur l'environnement et le développement.

NATIONS UNIES (1992b), *Convention sur la diversité biologique*, Conférence des Nations unies sur l'environnement et le développement.

NATIONS UNIES (1992c), *Déclaration de principes, non juridiquement contraignante mais faisant autorité, pour un consensus mondial sur la gestion, la conservation et l'exploitation écologiquement viable de tous les types de forêts*, Conférence des Nations unies sur l'environnement et le développement.

ONGOLO, S. et A. KARSENTY (2011), « La lutte contre la déforestation en Afrique centrale : victime de l'oubli du politique ? », *Écologie & Politique*, vol. 42.

PALPACUER, F., M. LEROY et G. NARO (Eds.) (2010), *Management, mondialisation, écologie – Regards critiques en sciences de gestion*, Hermes Science Publications, Paris.

PRESLEY, S.J., M.R. WILLIG, J.M. WUNDERLE et L.N. SALDANHA (2008), "Effects of Reduced-Impact Logging and Forest Physiognomy on Bat Populations of Lowland Amazonian Forest", *Journal of Applied Ecology*, 45 (1).

RAYDEN, T. et R. ESSAME ESSONO (2010), *Évaluation de la gestion de la faune dans les concessions forestières des aires prioritaires de conservation des grands singes de Lopé-Waka et Ivindo*, WCS, Gabon, http://pfbc-cbfp.org/docs_rech-fr.html

RODHAIN, F. (2007), « Changer les mots à défaut de soigner les maux ? Critique du développement durable », *Revue française de gestion*, vol. 176.

SHVIDENKO A., C.V. BARBER, R. PERSSON, P. GONZALEZ, R. HASSAN, P. LAKYDA, I. MCCALLUM, S. NILSSON, J. PULHIN, B. VAN ROSENBERG et B. SCHOLES (2005), "Forest and Woodland Systems", In: MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (Ed.) *Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends*, Volume 1. Island Press, Washington.

SIST, P. et F.N. FERREIRA, (2007), "Sustainability of reduced-impact logging in the Eastern Amazon", *Forest Ecology and Management*, 243 (2-3).

STOKES E. J., S. STRINDBERG, P.C. BAKABANA, P.W. ELKAN, F.C. IYENGUET, B. MADZOKÉ, G.A.F. MALANDA, B.S. MOWAWA, C. MOUKOUMBOU, F.K. OUAKABADIO et H. J. RAINEY (2010), "Monitoring Great Ape and Elephant Abundance at Large Spatial Scales: Measuring Effectiveness of a Conservation Landscape", *PLoS ONE*, 5 (4).

ZARIN, D.J., M.D. SCHULZE, E. VIDAL et M. LENTINI (2007), "Beyond Reaping the First Harvest: Management Objectives for Timber Production in the Brazilian Amazon", *Conservation Biology*, 21 (4).

1.5. Des principes agroécologiques à leur mise en pratique : quelle efficacité environnementale en Zambie ? ^[25]

Véra EHRENSTEIN et Tiphaine LEMÉNAGER

Le terme « agroécologie » est de plus en plus mobilisé lorsqu'il est question de penser et discuter l'avenir de l'agriculture, tout particulièrement dans les pays en développement. Apparue au sein de la littérature scientifique au début des années 1980 (Wezel et Soldat, 2009), l'agroécologie est définie à la fois comme une science et un ensemble de pratiques (de Shutter, 2010). L'universitaire américain Miguel Altieri, l'une des figures majeures de son développement, l'associe plus particulièrement aux cinq principes suivant: (i) l'optimisation des flux de nutriments et le recyclage de la biomasse ; (ii) la gestion de la matière organique du sol et la stimulation de son activité biotique ; (iii) la minimisation des pertes en termes d'énergie solaire, d'eau et d'air par une gestion microclimatique et par une protection du sol ; (iv) la diversification des espèces et des variétés génétiques cultivées dans le temps et dans l'espace ; et enfin, (v) l'accroissement des interactions et des synergies biologiquement bénéfiques de l'agroécosystème (Altieri, 1995). Au-delà de ces principes, la désignation « agroécologique » est attribuée à une diversité de techniques et de démarches qui s'avèrent hétérogènes, comme l'agroforesterie, l'agriculture de conservation, le semis direct sous couvert végétal, l'intégration agriculture-élevage, l'agriculture biologique, etc. Cette hétérogénéité donne lieu à de nombreux débats concernant le périmètre de l'agroécologie. Divers travaux proposent des définitions enrichies de l'agroécologie, comme par exemple ceux de Stassart *et al.* (2012) qui ajoutent huit principes aux cinq d'Altieri. Néanmoins, on le constate, sous l'apparence d'un concept, ce n'est jamais une forme claire et précise d'agriculture qui est proposée. Ce sont plutôt à des agroécologies qu'il nous faut assumer être confrontés. En revanche, la plupart des travaux s'accorde à penser, qu'en principe, l'agroécologie est source de transformations, de modernisation des systèmes agricoles et qu'elle propose une trajectoire d'innovation dynamique permettant notamment d'apporter des solutions aux dommages environnementaux attribués au mode actuel conventionnel de développement de l'agriculture (érosion, appauvrissement durable de la fertilité du sol, pollution des eaux, perte de diversité des cultures, émissions de gaz à effet de serre, etc.). Qu'en est-il en pratique ? L'enjeu qui nous intéresse ici est de parvenir à appréhender le potentiel environnemental effectif de l'agroécologie. Nous proposons pour cela d'analyser ce potentiel au regard des principes caractéristiques des agroécologies rencontrées, puis d'analyser, d'une part, dans quelle mesure

[25] Ce texte est issu d'une recherche financée par l'AFD en 2013 (Ehrenstein et Leménager, 2015).

les pratiques dites agroécologiques sont adoptées et, d'autre part, comment leurs principes se retrouvent concrètement traduits, « en pratique », sur le terrain.

Issue d'une recherche menée en 2013 (cf. Ehrenstein et Leménager, 2015), l'approche retenue s'inspire de la sociologie de la traduction, qui invite à être attentif à la diversité des enjeux et des acteurs concernés par les processus sociotechniques que représentent l'émergence d'un problème, la promotion d'une innovation ou d'un changement institutionnel (Akrich, 1987 ; Callon *et al.*, 2001). Notre référence à ce courant de recherche nous conduit à laisser une grande place aux paroles des acteurs, y compris à ceux étant *a priori* les moins audibles. L'approche conduit à traiter de l'innovation agricole (ici des innovations agroécologiques) et des projets qui la portent (politique publique, projet de développement, action associative, etc.) comme des processus jalonnés de frictions et de débordements qui conduisent plus ou moins à transformer la technique promue, la manière dont elle l'est, et le monde dans lequel elle tente de s'inscrire (Akrich, 1989 ; Callon, 1999). L'identification et l'analyse de ces processus permettent d'examiner la manière dont des certitudes sont établies, dont les entités et préoccupations à prendre en compte sont délimitées, dont des priorités sont fixées, et dont ces opérations sont potentiellement déstabilisées.

La démarche adoptée est par ailleurs empiriste. Nous proposons de dépasser le débat de principes pour aller observer la pratique. Notre étude s'appuie pour cela sur une étude de cas menée en Zambie, souvent considérée comme une réussite agro-écologique (Garrithy *et al.*, 2010, Pretty *et al.*, 2011). Nous y avons mené 25 entretiens qualitatifs semi-directifs auprès d'acteurs divers impliqués dans le secteur agricole et la promotion de formes durables d'agriculture, dont des bailleurs de fonds, des ONG zambiennes, des chercheurs, des agriculteurs, des représentants ministériels et du secteur agricole. Ce sont leurs témoignages à propos des expériences auxquelles ils participent qui constituent le principal matériau de ce chapitre, complétés par une revue de littérature traitant d'une part de la Zambie et plus largement de l'agroécologie.

Après avoir présenté le modèle agricole zambien dominant, qui privilégie la monoculture du maïs, et ses limites, nous nous intéresserons successivement aux deux principales options agroécologiques testées aujourd'hui dans le pays, à savoir l'agriculture de conservation (AC) et l'agriculture biologique (AB). Pour chacune d'entre elles, nous analyserons leurs principes et leur processus d'adoption afin de pouvoir questionner leurs qualités environnementales effectives. Au regard de ces éléments, nous discuterons alors dans quelle mesure il est possible de voir émerger une transformation environnementale du secteur agricole zambien et du rôle des bailleurs de fonds souhaitant y contribuer.

1.5.1. *L'agriculture conventionnelle en Zambie : un modèle dominant en crise ?*

Les politiques gouvernementales : monoculture de maïs et agriculture commerciale

Située dans la partie sud-est du continent africain, la Zambie s'étend sur 750 000 km² et héberge une population de 13 millions de personnes (Tembo et Sitko, 2013). En 2013, le pays comptait environ 1,6 million d'exploitations de petite taille (jusqu'à 20 hectares, sachant que les trois quarts de la population rurale ne détiennent que 2,5 hectares par exploitation). L'agriculture pluviale de ces petits paysans est largement dominée par le maïs qui, au milieu des années 2000, représentait à peu près la moitié de la consommation nationale de calories (Chapoto *et al.*, 2012). Lors de la saison 2011-2012, 86 % des agriculteurs possédant moins de 5 hectares ont cultivé cette céréale. La saison suivante (2012-2013) a généré pas moins de 2,5 millions de tonnes de maïs, quand le pays a produit 210 000 tonnes de soja ou encore 155 000 tonnes d'arachide (Tembo et Sitko, *ibid.*).

Une (mono)agriculture familiale subventionnée

À la suite de l'indépendance du pays, en 1964, le gouvernement zambien a mené une série d'interventions qui ont stimulé la culture du maïs chez les petits paysans (Smale et Jayne, 2003). L'ajustement structurel auquel le pays a été contraint, à la fin des années 1980, a obligé le gouvernement à réduire ces aides, qui ont toutefois été progressivement réintroduites dès la fin des années 1990. Un double soutien à la culture du maïs est aujourd'hui en place. En amont, le *Fertilizer Input Support Programme* (FISP) subventionne les fertilisants et les semences (maïs hybride). En 2012, environ 900 000 agriculteurs (soit près de 60 % de l'ensemble des petits paysans zambiens) bénéficiaient de cette politique publique en faveur du maïs (Mason *et al.*, 2013). En aval, la *Food Reserve Agency* (FRA) achète la production de maïs à un prix unique. L'agence est devenue un acteur central dans le marché national. Parce qu'elle achète tout ce qui lui est proposé, il lui arrive d'absorber plus de la moitié de la production (c'était le cas en 2008 et en 2009). Celle-ci est ensuite revendue localement aux meuniers à un prix légèrement inférieur au prix d'achat, ces derniers étant censés répercuter cet avantage sur le prix final du produit transformé (Mason et Myers, 2011). L'intervention de l'État forge ainsi un « contrat social » qui vise à déterminer un prix à la consommation raisonnable, sans pour autant empiéter sur le niveau de vie des agriculteurs (Chapoto, 2012 ; Mason *et al.*, *ibid.*).

Le développement de farm blocks encouragé par la Banque mondiale

Depuis le début des années 2000, le gouvernement stimule également le développement d'une agriculture commerciale en appuyant l'expansion des « *farm blocks* » (Govere et al., 2006 ; Nolte, 2013). Il s'agit d'encourager la venue d'agriculteurs commerciaux sur des terres possédées par l'État par la création d'infrastructures (route, irrigation et électrification, etc.). Ce modèle de développement agricole est soutenu depuis 2009 par la Banque mondiale, dont le projet le plus important en Zambie consiste à mettre en place un système d'irrigation au sein de trois *farm blocks* de plusieurs milliers d'hectares chacun. Ce projet ne définit aucune ligne directrice quant au type d'agriculture qui devrait être développé sur le périmètre des *farm blocks* constitué. En particulier, aucune mention n'est faite pour encourager les pratiques agroécologiques. La recherche d'acteurs commerciaux, associée à une dynamique d'investissements importants, semble au final plutôt favoriser, quoique de manière non officielle, le modèle d'intensification agricole défendu par la « Révolution verte ».

Une tension entre idéal productiviste et constat d'inefficacité

L'agriculture concerne une grande partie des Zambiens puisqu'elle constitue le principal moyen de subsistance de plus de deux tiers de la population (Chapoto et al., 2012). Or, cette population rurale est fortement touchée par la pauvreté et les rendements moyens nationaux sont relativement bas : en 2012, celui du maïs ne s'élevait qu'à 2,1 tonnes à l'hectare (Tembo et Sitko, 2013). D'un côté, la faible productivité peut appeler à développer les méthodes de la révolution verte qui sont encore souvent jugées idéales. Mais, de l'autre, l'accroissement de la pauvreté rurale (qui, aux yeux des bailleurs, justifie leur présence en Zambie) semble remettre en question la poursuite des politiques gouvernementales menées jusqu'ici.

Aujourd'hui, le rôle de la politique de subvention est en effet de plus en plus contesté. Depuis le milieu des années 2000, l'*Indaba Agriculture Research Policy Research Institute* (IAPRI), un *think tank* zambien soutenu par l'aide américaine, critique ce système qui ponctionne chaque année plus de 60 % du budget du ministère de l'Agriculture. L'organisation a notamment montré que les subventions bénéficiaient à des paysans qui, sans l'aide, auraient pu se procurer les intrants, alors que le programme est censé lutter contre la pauvreté rurale (Mason et al., 2013). L'IAPRI a également montré que le système d'achat par la réserve encourageait, au final, l'augmentation du prix du maïs, notamment pour le consommateur (Mason et al., 2012). Ce diagnostic critique est partagé par les bailleurs de fonds intervenant sur le secteur agricole et par le syndicat des agriculteurs zambiens, la *Zambian National*

Farming Unit (ZNFU). Si ces critiques sur l'efficacité économique et la légitimité politique des mesures se font de plus en plus entendre, les dommages environnementaux générés par la monoculture et l'agriculture chimiquement intensive sont très peu mentionnés, et ce, malgré les alertes véhiculées à ce propos à l'échelle internationale.

En parallèle de ce modèle dominant (quoique critiqué), deux options agroécologiques sont développées en Zambie : l'agriculture de conservation (AC) et l'agriculture biologique (AB).

1.5.2. Un engouement autour de l'agriculture de conservation

Les trois principes de l'AC

En Zambie, l'AC est définie selon les trois principes suivant : (i) une perturbation minimale du sol par la formation et l'usage de bassins de plantations : il s'agit de réaliser des petites cuvettes individuelles qui chacune accueilleront des semences puis un pied de maïs ou autre ; (ii) le maintien des résidus de la culture précédente et (iii) la rotation des cultures ou la pratique de cultures intercalaires. La formalisation de la technique dite des bassins a donné lieu à des innovations technologiques. Afin que les paysans puissent plus aisément former ces structures, une houe spéciale, la « *chaka hoe* », a ainsi été conçue et commercialisée. Pour les paysans dotés de bétail, un outil appelé le « *ripper* » a également été élaboré. Il permet de creuser des tranchées superficielles, dont l'espacement a été peu à peu stabilisé. L'évolution des techniques promues se fait à la fois par une activité de recherche en station expérimentale où des chiffres sur les rendements sont produits, et par des expériences dans les champs où des agriculteurs sont transformés en testeurs. L'objectif est alors d'évaluer l'utilité de l'innovation, c'est-à-dire, d'après les acteurs rencontrés, le ressenti des agriculteurs et leur souhait de poursuivre la pratique.

Une pluralité de porteurs de projets soutenus par les bailleurs de fonds

Une association de développement devenue incontournable sur le sujet : la Conservation Farming Unit

L'AC s'est développée en Zambie à partir du milieu des années 1990 grâce au dynamisme de quelques agriculteurs qui se sont regroupés en 1996 pour créer la *Conservation Farming Unit* (CFU). C'est elle qui a, peu à peu, stabilisé les trois principes de l'AC en Zambie présentés *supra*. Durant une première dizaine d'années de consultance, l'organisation a noué une relation privilégiée avec l'ambassade de

Norvège. En 2005, la CFU a souhaité développer ses propres initiatives et s'autonomiser. Elle a alors lancé un premier programme de cinq ans financé par la Norvège (2006-2011). Les fonds norvégiens ont donné à l'unité les moyens d'augmenter en taille et de s'institutionnaliser : elle compte actuellement entre 70 et 80 employés basés à Lusaka et dans quelques bureaux décentralisés. Depuis 2012, son activité s'est engagée dans une seconde phase pour poursuivre le travail de promotion en Zambie. L'unité bénéficie par ailleurs d'un financement additionnel de la part de l'aide norvégienne afin d'établir des partenariats dans d'autres pays d'Afrique de l'Est. Selon un de ses fondateurs, « *CFU a formé tout le monde à l'AC* »^[26] en Zambie. Elle s'est progressivement positionnée en point de passage obligé pour tout projet cherchant à développer le semis direct.

Une entité publique : le ministère de l'Agriculture soutenu par l'aide européenne

Le ministère de l'Agriculture est également impliqué sur le sujet avec le soutien de l'Union européenne (UE) qui a initié, en 2009, un projet visant à promouvoir l'AC en Zambie. La CFU est ponctuellement mobilisée pour apporter son expertise sur des questions techniques. L'UE travaille avec la FAO et le ministère à quatre niveaux de l'organisation administrative zambienne : la capitale, les provinces, les districts et les camps. Au sein de l'administration centrale, une coordination nationale de quelques fonctionnaires travaille avec la FAO. Elle supervise les provinces, qui elles-mêmes supervisent les districts, etc. À chaque niveau, une unité dédiée au projet est installée, mise à part à l'échelle du camp où l'interlocuteur est le *Camp Extensionist Officer* (CEO) déjà en poste dans le schéma administratif zambien. Le CEO constitue l'échelon organisationnel de l'administration agricole zambienne le plus proche du terrain et joue un rôle essentiel dans la prise de contact avec les agriculteurs qu'il s'agit de former à l'AC.

Une entreprise privée de coton : Dunavant

D'autres acteurs non gouvernementaux font également la promotion de l'AC en Zambie, quoique à plus petite échelle. C'est notamment le cas de l'entreprise privée *Dunavant Cotton Company*, l'une des plus grandes multinationales du marché mondial du coton. Dès les années 1990, l'entreprise s'est intéressée aux techniques de conservation du sol (Hagblade et Tembo, 2003). Aujourd'hui, elle participe à l'initiative de labellisation « *Cotton made in Africa* »^[27]. Lancé par la fondation Aid

[26] Traduction par les auteurs de la citation originale : « *CFU has trained everybody in Zambia* ».

[27] Pour une présentation de l'initiative, voir le site Web de la fondation : <http://www.cotton-made-in-africa.com/fr/>

by Trade, ce partenariat public-privé associe l'aide allemande, la fondation Bill et Melinda Gates et des cotonniers. L'objectif est de produire du coton grâce à des pratiques durables et acceptables, tant d'un point de vue environnemental que social. En Zambie, cet objectif se traduit par la promotion de l'AC auprès des paysans fournissant Dunavant.

Des ONG de conservation de la nature

Il existe enfin, en Zambie, plusieurs initiatives portées par des ONG environnementales associant protection de la nature et développement de l'AC. La Norvège et l'USAID subventionnent, par exemple, un projet porté l'ONG WCS. Etabli autour du parc national South Luangwa, réputé à l'échelle internationale pour sa faune sauvage, le projet promeut auprès des populations voisines l'agroforesterie, le semis direct et l'usage de compost. Le WCS achète la production (principalement d'arachide) qui est ensuite vendue sous le label « *it's wild* » dans la plupart des grandes villes du pays. De manière similaire, depuis 2009, le WWF mène un projet de promotion de l'AC autour du troisième parc national zambien, le *Sioma Ngwezi National Park*. Financée entre 2009 et 2012 par les WWF Pays-Bas et Allemagne ainsi que par la Coopération suisse, l'initiative était en partie dédiée à la promotion de techniques agricoles durables auprès des paysans vivant aux alentours de la zone protégée. Pour l'ONG, l'objectif est d'améliorer la préservation de biodiversité du parc, qui constitue un refuge clé pour les éléphants et joue le rôle de corridor avec les pays voisins que sont le Botswana et l'Angola. En collaboration avec les communautés locales, l'idée défendue par l'ONG est de réduire les conflits hommes-faune sauvage et d'améliorer les rendements agricoles des paysans afin d'assurer leur sécurité alimentaire et leur stabilisation spatiale.

Un modèle organisationnel unique pour promouvoir l'adoption : le « *lead farmer* »

Quel que soit le porteur de projet, la promotion de l'AC en Zambie se fait *via* un unique mode opératoire dit du « *lead farmer* ». Les employés délocalisés de la CFU identifient ainsi, dans leurs zones d'intervention, des « *lead farmers* » qui suivent une formation de quelques jours. Ils doivent ensuite organiser eux-mêmes des formations auprès des agriculteurs de leur entourage sur une parcelle de démonstration qu'ils sont invités à installer par des incitations en nature (dons de semences, de matériel, etc.). Un membre de WWF explique former de la même manière des « *community leaders* » qui reçoivent 100 dollars par mois ainsi qu'une bicyclette. Chez Dunavant le producteur de coton, un employé de l'entreprise forme tout d'abord en interne plusieurs « formateurs de formateurs » (« *trainer of trainees* »), qui forment à leur

tour 10 ou 15 « *lead farmers* » chacun. Dans le projet financé par l'UE, la promotion de l'AC prend aussi appui sur une cascade de formations. Parce que les projets impliquent le ministère de l'Agriculture, des fonctionnaires de l'administration centrale et décentralisée (les CEO) sont formés aux côtés des « *lead farmers* ». Ces derniers, qui reçoivent également des incitations pour établir des parcelles de démonstration, forment par la suite des « fermiers suiveurs » (« *follower farmers* »). Le personnage du « *lead farmer* » joue donc un rôle crucial dans la manière dont la formation à l'AC s'est institutionnalisée en Zambie. Intermédiaire entre les acteurs des projets de développement et les agriculteurs, ses qualités recherchées sont multiples. D'après nos interlocuteurs, il doit être agriculteur car, « *les paysans apprennent mieux de leurs pairs* », mais il doit également démontrer les qualités d'un « *leader d'opinion* », « *légitime aux yeux des communautés visées* ». Il doit, enfin, être capable de « *suivre une formation poussée et de la restituer* ».

Les défis de l'adoption et de son évaluation

Un nombre restreint et controversé d'adoptants

La Zambie est souvent présentée comme une *success story* agroécologique (Baudron *et al.*, 2007 ; Garrithy *et al.*, 2010 ; Pretty *et al.*, 2011). Pourtant, aucun chiffre précis ne vient étayer ce propos. L'UE chiffre ainsi à 250 000 le nombre d'agriculteurs-adoptants alors que le directeur de la CFU estime ce nombre à environ 140 000. Concernant Dunavant, seulement 10 % de ses fournisseurs (soit environ 1 000 paysans) cultiveraient selon les principes de l'AC. Enfin, selon l'IAPRI, 5 % seulement de l'ensemble des agriculteurs zambiens (soit environ 80 000) auraient adopté l'une des pratiques promues par la CFU (Arslan *et al.*, 2013). Si les affirmations sur l'adoption sont peu sûres, à la fois au sein de la délégation européenne et de la CFU, c'est parce que les projets ne mettent pas l'accent sur le suivi des agriculteurs-adoptants, ce dernier étant délégué aux « *lead farmers* ». Les représentants de la CFU s'interrogent d'ailleurs sur la différence entre le nombre de participants rapportés et les chiffres de l'adoption mis en évidence par l'étude statistique d'IAPRI. La CFU, comme d'autres, regrette le fait que ces derniers s'appuient sur une enquête qui ne fut pas conçue pour investiguer l'adoption de l'AC, et qui comporte donc quelques faiblesses méthodologiques. Cependant, l'organisation reconnaît la nécessité de poser la question de l'efficacité de son mode opératoire, soulignant qu'il semble également « *normal de gonfler les chiffres* »^[28] pour un « *lead farmer* ».

[28] Traduction par les auteurs de la citation originale : « *it seems natural to exaggerate the figures* ».

Malgré l'incertitude sur le nombre d'adoptants, peu d'acteurs semblent douter du succès à venir de l'AC. L'augmentation de rendement constitue l'argument le plus avancé. Un ancien membre de la coordination nationale du projet, disant rapporter les propos des paysans, explique ainsi que le semis direct « *augmente le rendement qui peut aller jusqu'à 5,4 tonnes par hectare quand le rendement moyen en Zambie pour le maïs est de 2,1* »^[29]. Ces chiffres, dont l'ordre de grandeur est corrélé aux travaux théoriques de Haggblade et Tembo (2003) menés quasiment en laboratoire, sont ceux que tout le monde mobilise en Zambie. Pour un représentant de l'UE, « *quand on voit les rendements, c'est évident que c'est mieux que l'agriculture conventionnelle* ».

Les promoteurs de l'AC s'étonnent donc que l'adoption ne soit pas plus massive et plus visible. Un membre de la délégation européenne résume ainsi son sentiment : « *l'AC a tout pour être un succès fracassant, pourquoi ça ne va pas plus vite ?* ». Un élément de réponse apporté par la CFU met en évidence la limitation des moyens financiers disponibles : « *Nous sommes petits. Nous n'avons que 25 millions d'euros. C'est rien !* »^[30]. Mais d'autres facteurs, relatifs à la manière dont les projets sont conçus semblent également jouer un rôle.

Les contraintes sous-estimées du modèle du « lead farmer »

Comme le souligne la CFU, « *on ne peut pas former tout le monde nous-mêmes. Il faut des intermédiaires. C'est logique* »^[31]. Le « *lead farmer* » représente alors une personne clé de la transformation agroécologique des pratiques agricoles. Or, lorsque les acteurs de l'AC en parlent, ils mobilisent la figure générique du leader d'opinion sans engager, semble-t-il, de réflexion approfondie sur la manière et les moyens nécessaires à leur mobilisation. L'histoire de M. Mumba, l'un des 1 800 « *lead farmers* » sur lesquels la CFU fait reposer la responsabilité d'organiser des formations, montre pourtant que leur capacité d'action en tant que formateurs dépend de nombreux paramètres. Lui et sa femme ont fait partie de programmes successifs les ayant intensément formés à l'AC et ce, dès le milieu des années 1990. Quand il fut sélectionné pour devenir l'un des « *lead farmers* » de la CFU, M. Mumba pratiquait l'agriculture de conservation depuis déjà une dizaine d'années. L'homme, par ailleurs, est un ancien *church leader*, et, à entendre une agricultrice, c'est pour cette raison que certains décident de suivre ses formations. Connaissant son territoire et ses

[29] Traduction par les auteurs de la citation originale : "increases the yield up to 5.4 t per ha when the yields of maize in Zambia are around 2.1"

[30] Traduction par les auteurs de la citation originale : "we're small, we have 25 millions Euros. It's peanuts."

[31] Traduction par les auteurs de la citation originale : "you can't train everybody by yourself. You need intermediaries. It's logical."

habitants, M. Mumba montre qu'il a réfléchi aux agriculteurs visés quand il explique prêter attention au système politique local, en invitant en priorité les agriculteurs dont la position sociale est la plus élevée avant de s'adresser au reste de la communauté. Son implication et son rôle sont donc loin de ne tenir qu'aux quelques jours de formation et aux incitations proposés par CFU.

Alors que le système du « *lead farmer* » est utilisé par la plupart des interventions cherchant à promouvoir l'AC (le réseau de la CFU en compterait à lui seul 1 800), ce qui fait un « *lead farmer* » efficace, comment les identifier et quelles relations entretenir avec eux, ne fait guère l'objet d'interrogations et de débats.

Parcelle de démonstration versus vécu des agriculteurs

En s'appuyant sur le « *lead farmer* », qui est le seul acteur des projets à être en contact direct avec les agriculteurs, les promoteurs de l'AC se retrouvent en quelque sorte coupés des réalités du terrain. Bien qu'aucune étude qualitative ne semble pour l'instant s'être penchée sur ces dernières, l'IAPRI paraît vouloir aborder le sujet. Un géographe du *think tank* ayant passé beaucoup de temps sur le terrain dans le cadre de sa thèse, qualifie les parcelles de démonstration où les « *lead farmers* » forment les agriculteurs à l'AC de « *sites très gérés* ». Le chercheur juge que le passage de « *cette situation contrôlée à quelque chose qui va marcher pour le paysan dans ses parcelles* »^[32] est loin d'être évident. Plusieurs témoignages tendent à confirmer son scepticisme. La prise en compte de nouveaux éléments au sein de la parcelle (le sol et sa fertilité, des cultures intercalaires, etc.) redéfinit la place et le moment de l'intervention de l'agriculteur. Cynthia, une agricultrice, raconte par exemple ne plus intercaler ses cultures de maïs car « *le haricot grimpeait sur les maïs* », et « *cela désordonnait le champ* »^[33]. Elle a testé la suggestion faite par une ONG durant une saison seulement. Or, cette année-là, la récolte a nécessité plus de travail car il lui a fallu défaire des sortes de lianes enroulées autour du maïs. Malgré leur bénéfice fertilisant, les haricots ont donc déplu à l'agricultrice, qui maîtrise toutefois parfaitement la technique des bassins et ne cultive plus que de cette façon depuis plus de neuf ans. Autre illustration, l'une des perturbations majeures que génère le semis direct dans la vie agricole en Zambie est d'ordre temporel. Habituellement, l'agriculteur attend les premières pluies pour labourer le sol. En l'absence de labour, le travail du sol devient plus long. Il doit donc débuter pendant la saison sèche de

[32] Traduction par les auteurs de la citation originale : « *Massively managed areas* » ; « *from this controlled situation to something that really works for the farmer* ».

[33] Traduction par les auteurs de la citation originale : « *Beans were climbing on corn* » – « *it was messing up with the field* ».

façon à ce que, quand les pluies arrivent, les semences soient immédiatement plantées, ce qui constitue d'ailleurs, selon CFU, l'un des atouts de l'AC puisque le maïs est ainsi exposé plus longuement aux pluies, sa seule ressource en eau, favorisant ainsi l'amélioration des rendements. Le géographe de l'IAPRI pense que la transformation du calendrier de travail, malgré son avantage économique, connaît des réticences sociales. La saison sèche correspond en effet à une période de repos, de fêtes, de mariages. Les exigences du sol en AC ne s'intégreraient pas à ce rythme : *"Généralement ils travaillent dur pendant la période des pluies puis ils se reposent, boivent et font la fête pendant la saison sèche. Cela peut être un problème avec l'AC : personne ne veut travailler quand les autres s'amuse"* [34].

Comprendre les raisons de l'adoption d'un changement technique ne doit toutefois pas se limiter à l'étude de la parcelle. Quand on interroge des paysans pratiquant l'AC sur les événements qui, selon eux, les font pratiquer cette forme-là d'agriculture, c'est l'agencement de leur vie sociale en tant que producteur qui est rendu visible. Ainsi, Veronica, qui pratique le semis direct depuis 2009, explique qu'elle continue de suivre les formations proposées par le « *lead farmer* ». Elle justifie avoir besoin d'entretenir ses connaissances car elle va aux « *shows* » où elle doit « *pouvoir expliquer ce qu'elle fait pour le partager avec d'autres* » [35]. À ces foires annuelles, les paysans vendent leurs semences et peuvent en acheter à d'autres. Etant donné qu'elle produit beaucoup, Veronica a été choisie par son entourage pour y être l'une des « *démonstratrices* ». Son témoignage semble indiquer qu'elle continue à participer aux formations proposées par le « *lead farmer* » parce qu'elle souhaite conserver son statut de démonstratrice aux « *shows* ». Ainsi, elle entretient et perfectionne son savoir-faire, ce qui, au final, conduit à améliorer ses récoltes.

En s'engageant dans une transformation agroécologique, le paysan est amené à reconsidérer la gestion de sa parcelle, voire de son exploitation, mais aussi l'organisation de sa vie sociale pendant la période sèche, la gestion de la charge de travail qui est différente, etc. Si les promoteurs de l'AC vantent ses meilleurs rendements, le terrain et la réalité des agriculteurs montrent le rôle de facteurs sociaux et esthétiques que nombre de travaux ont qualifié de déterminants quant à la prise de décision des paysans et leurs choix d'action (Schneider *et al.*, 2010).

Penchons-nous à présent plus concrètement sur les résultats environnementaux liés à la mise en œuvre effective de l'AC en Zambie.

[34] Traduction par les auteurs de la citation originale : *"Usually you work like a donkey during the rainy season then you relax, you drink, you go to parties during the dry season. It may be the problem with conservation farming: people don't want to work when others are having fun"*.

[35] Traduction par les auteurs de la citation originale : *"I need to be able to explain what I do to share it with others"*.

Intrants et organismes génétiquement modifiés (OGM) : les impensés du semis direct et de sa mise en œuvre

En principe, l'AC présente plusieurs qualités environnementale : elle conduit à ne plus labourer le sol, à réduire la perturbation de ce dernier, et, donc les risques d'érosion. La technique des bassins permet par ailleurs de stocker et de favoriser une gestion rationnelle l'eau, notamment dans des zones où elle se fait rare. Enfin, le semis direct recommande le recours aux rotations des cultures et la conservation sur la parcelle des résidus des cultures précédentes. Ces deux pratiques ont vocation à améliorer la fertilité des sols et, par conséquent, à diminuer le besoin de fertilisants chimiques, critiqués pour leurs effets polluants. L'ensemble a donc en principe une vocation à gérer durablement les ressources naturelles (sol, eau...) et à préserver la biodiversité. Mais est-ce vraiment le cas ?

L'un des problèmes environnementaux saillants, quand il est question d'agriculture, est celui de la pollution chimique engendrée par l'usage d'intrants de synthèse: fertilisants, pesticides et herbicides. En passant des principes à la pratique, on observe que la CFU met en priorité l'accent sur la perturbation minimale du sol : « *le labour minimal est la seule chose en laquelle nous croyons* »^[36]. Par ailleurs, le système de subventions publiques en appui à la culture du maïs contribue à dissuader l'agriculteur d'effectuer la rotation des cultures ou des cultures intercalaires. La CFU résume très bien la situation : « *la rotation des cultures, c'est difficile. Quand tu expliques à quelqu'un qu'il devrait mettre en rotation ses cultures, que se passe-t-il si il sait qu'il ne va pouvoir vendre que du maïs... et bien il ne va cultiver que du maïs* »^[37]. Par conséquent, bien qu'en théorie, l'usage des fertilisants ne soit pas mentionné dans les principes de l'AC, en pratique, du fait de la rareté des cultures intercalaires et des rotations de cultures, il est loin d'être négligeable dans le modèle d'AC déployé en Zambie. La situation apparaît en partie similaire pour les pesticides. Dunavant, par exemple, qui s'affiche comme un promoteur de l'AC, distribue aux agriculteurs des pesticides spécialisés pour le coton, non comestibles, mais que des agriculteurs peu formés utilisent sur leurs cultures vivrières. Par ailleurs, cette fois-ci en relation directe avec l'un de ses principes (l'absence de labour), le semis direct rend l'usage d'herbicides quasiment nécessaire, dans la mesure où les adventices ne sont plus mécaniquement arrachées par le labour. Pour la CFU, l'usage d'herbicides est appelé à décroître après quelques années d'application des principes de AC : en théorie, « *Avec le temps tu as besoin de moins en moins de fertilisants, de moins en moins d'herbicides.*

[36] Traduction par les auteurs de la citation originale : "Minimum tillage is the only thing we believe in".

[37] Traduction par les auteurs de la citation originale : "Crop rotation: it's difficult. When you explain to somebody he should make crop rotation...What if he knows he can only sell maize... then he will grow only maize".

L'utilisation de produits chimiques peut diminuer progressivement »^[38]. Pour certains acteurs, néanmoins la récente augmentation de leur utilisation en Zambie dans des exploitations familiales serait directement liée à la promotion de l'AC. Le « *weed killer* », comme l'appelle Veronica, fait d'ailleurs bien partie du paquet que promeut la CFU. À ce jour, il ne semble pas y avoir de cas documenté de pollution des sols ou de l'eau lié à cette augmentation d'intrants chimiques, mais un représentant zambien du WWF souligne : « *Le ministère de l'Agriculture ne parle pas de pollution de l'eau. Mais elle augmente. La manière dont l'AC est promue n'est pas suffisamment liée aux problèmes d'eau* »^[39].

Enfin, chez certains promoteurs de l'AC, comme Dunavant, la défense de l'usage d'intrants chimiques s'accompagne du souhait de voir autorisée la culture d'OGM résistants au glyphosate (un herbicide). Jusqu'à présent, le gouvernement zambien a décrété un moratoire sur l'importation de semences génétiquement modifiées mais, à entendre les représentants du cotonnier, les choses peuvent évoluer.

Le rapport aux questions environnementales de certains des acteurs qui promeuvent aujourd'hui le semis direct est donc ambivalent. Tandis que le directeur de la CFU parle d'une « *nature [qui] va prendre sa revanche* »^[40], les pratiques promues se résument en réalité à une attention portée au risque d'érosion. En revanche, elles intègrent de fait l'usage d'herbicides, de fertilisants et de pesticides. Ni les problèmes de santé que pourraient causer ces produits, ni la perturbation écologique qu'ils sont susceptibles d'entraîner, y compris indirectement via l'introduction d'OGM, ne semblent être mis en débat dans le cadre de la promotion de l'AC. En revanche, ces thèmes sont centraux dans le développement d'une autre agriculture alternative existant en Zambie : l'AB.

1.5.3. Le discret développement d'une agriculture biologique

De multiples innovations agroécologiques

Alors que la CFU tente de promouvoir une forme stabilisée d'agriculture, définie selon trois principes d'action ((i) une perturbation minimale du sol par la formation et l'usage de bassins de plantations ; (ii) le maintien des résidus de la culture précédente et (iii) la rotation des cultures ou la pratique de cultures intercalaires), les promoteurs

[38] Traduction par les auteurs : "As you progress you need less and less fertilizers, less and less herbicides. The use of chemicals may decline with time".

[39] Traduction par les auteurs de la citation originale : "The minister of Agriculture won't speak about water pollution. But it is increasing. The way they are promoting CF is not enough linked to water problem."

[40] Traduction par les auteurs : "Nature is going to take its revenge".

de l'AB en Zambie s'appuient au contraire sur une multitude de petites innovations agroécologiques nécessaires pour assurer fertilisation, lutte contre les nuisibles, réduction des adventices, etc. Dans le modèle biologique, tout intrant de synthèse est banni. C'est une vision systémique qui est encouragée pour que l'exploitation agricole devienne un véritable agroécosystème autoproduit : on y produit à la fois du maraîchage et des céréales, aux côtés de l'élevage (bovins et volailles) et d'autres activités, comme l'apiculture. L'élevage sert, entre autres, à la fabrique du compost et le potager est conçu de manière à optimiser les interactions bénéfiques entre cultures tout au long de l'année. L'objectif recherché est d'assurer une diversité de plantes. « *Ce n'est pas une science exacte, c'est basé sur l'expérience* ». Il faut « *bien connaître ses cultures, les planter au bon moment et de la bonne manière* », comme le souligne un agronome rencontré au Kasisi Training Center (KTC) (cf. *infra*). Il dit essayer « *d'apprendre de la nature* » en trouvant par exemple « *de bons compagnons* »^[41]. Ces associations de cultures visent également à réduire l'espace laissé aux potentielles adventices, rendant ainsi superflu l'achat d'herbicides. Prenons un dernier exemple : le système de production « bananes-poules » (Scott, 2013)^[42]. L'assemblage bénéficie aux bananiers car il réduit, voire élimine, le besoin d'importer des engrais, étant donné que le sol est constamment recouvert des déjections des poules. Les cultures profitent également de l'habitude des animaux de picorer, enlevant ainsi régulièrement les mauvaises herbes et les éventuels parasites et diminuant les dépenses du paysan pour leur nourriture. Les poules profitent de l'ombre des feuilles de bananiers qui, en prime, les cachent aux yeux des prédateurs.

Il existe donc quelques techniques modèles, mais qu'il faut systématiquement tester dans la situation singulière de la parcelle cultivée et éventuellement ajuster ou transformer si cela ne fonctionne pas comme prévu. L'objectif est moins d'encourager l'adoption d'un paquet technique que de produire une bonne connaissance des cultures et des potentialités de leur assemblage. Il s'agit en prime de s'appuyer sur la connaissance des agriculteurs. Les savoirs de l'agriculture biologique sont alors voués à évoluer sous la forme d'une expérimentation en continu à laquelle ils participent. L'approche ressemble en cela au type de recherches défendu par les promoteurs historiques de l'agroécologie (Altieri, 1995).

[41] Traduction par les auteurs des citations originales : "It's not an exact science but it's based on experience" – "we need to know the crops, grow them at the right time on the right way". "we try to learn from the nature" – "we plant companions".

[42] Voir la description du système sur le blog de la ferme expérimentale, mis en ligne le 7 août 2011 et accessible ici : <http://sebtrees.blogspot.fr/>, page consultée le 27/12/2013.

Une émergence difficile autour d'un nombre d'acteurs restreint

L'émergence de l'AB en Zambie remonte au début des années 1990. L'association britannique *UK Soil Association*, l'une des organisations les plus actives dans le développement de l'AB à l'échelle internationale, semble alors avoir joué un rôle important dans la conversion de quelques exploitations commerciales zambiennes à l'agriculture biologique et la délivrance de certifications (FAO, 2001). Cette conversion vise principalement l'exportation de divers produits (légumes, café, arachide, sésame, etc.) vers les marchés européens, et en particulier britanniques. En 2000, naît l'*Organic Producer and Processor Association of Zambia* (OPPAZ), dont l'objectif est de promouvoir une agriculture biologique qui vienne alimenter à la fois un marché national et un marché international (OPPAZ, 2006). Ses activités sont peu soutenues par les bailleurs, si ce n'est par l'USAID, qui y voit une manière de lutter contre la pauvreté (FAO, 2001). Actuellement, la Zambie compterait une vingtaine d'entreprises formellement certifiées en agriculture biologique (17 en 2006 contre 2 en 1999^[43]), mais davantage de paysans ont été au contact de ces pratiques sans pour autant être certifiés (en 2006, l'OPPAZ comptabilisait ainsi 19 000 producteurs). En 2012, le pays a accueilli la seconde conférence consacrée à l'agriculture biologique africaine et l'OPPAZ entreprend de plus en plus de démarches pour une reconnaissance politique de cette agriculture en Zambie^[44]. La filière biologique zambienne repose par ailleurs sur le KTC, un site expérimental et d'apprentissage de l'AB (FAO, 2001). Cette ferme-école est située non loin de la capitale, sur des terres possédées par les jésuites. Sous l'impulsion de l'un d'entre eux, elle commercialise depuis 1990 des produits certifiés et offre une série de cours concentrés sur des techniques précises : agroforesterie, apiculture, confection de compost, assemblage de cultures, gestion intégrée des nuisibles, etc. La formation est payante et ce sont souvent des ONG qui prennent en charge ce coût au profit de groupes d'agriculteurs. Les projets financés par l'aide publique au développement sont rares bien que, depuis 2012, l'agence canadienne subventionne une initiative qui vise à former des paysans en vue de convertir leurs exploitations.

Une concurrence inter-agroécologies en défaveur de l'agriculture biologique ?

Si le développement de l'AC suscite un intérêt très visible, celui de l'AB est en revanche peu financé et porté par très peu d'acteurs et ce, y compris en ce qui concerne la recherche. Il semble même s'établir une certaine tension entre les promoteurs des deux types d'agriculture.

[43] <http://www.unep-unctad.org/cbtf/events/nairobi2/Zambia%20ppt.pdf>

[44] Voir la déclaration de conférence :

http://ec.europa.eu/agriculture/developing-countries/partners/au-organic/lusaka-declaration_en.pdf

Du fait de son cahier des charges très précis (absence d'intrants de synthèse, recherche de la diversité biologique, etc.) et de sa visée systémique, les impacts négatifs de l'AB sur l'environnement sont en pratique très faibles, ce qui semble cohérent avec les principes théoriques énoncés en introduction. Les promoteurs de l'AB estiment d'ailleurs être les seuls à promouvoir la « vraie » agroécologie bénéfique à l'environnement et à l'agriculteur, qui reste indépendant de l'industrie des intrants et dont l'exploitation est censée être plus résistante aux aléas.

Quand les membres du KTC analysent l'engouement suscité par l'AC, ils sont critiques et pointent ce qu'ils jugent être les limites de ce mode de production agricole qui, dans le contexte zambien, favorise l'usage des herbicides, la monoculture, voire l'arrivée des OGM. En retour, la CFU estime que l'AB n'est pas une option viable car : selon eux, ce n'est pas avec les « *jolies petites expériences scientifiques* [du KTC qu'] *on va nourrir 20 millions de personnes* ». Ils soulignent également les problèmes de marché : « *L'AB, c'est un non-sens. Il n'y a pas de marché* »^[45]. Un agronome de l'unité pense que « *l'AB a une mauvaise réputation* »^[46] auprès des agriculteurs. Il fait allusion aux exigences de la conversion pour obtenir la labellisation, un processus d'autant plus coûteux qu'il n'y a pas, selon lui, de premium attaché à la production biologique aujourd'hui en Zambie.

Une tension palpable s'est installée entre les promoteurs de l'AB et de l'AC. Les premiers voient d'ailleurs leur manque de visibilité comme l'effet de l'attractivité dont jouissent les seconds, et notamment la CFU. Les promoteurs de l'AB expliquent également pâtir du fait que ce qu'ils cherchent à stimuler est non seulement incompatible avec le programme national de subventions agricoles favorisant la monoculture, mais aussi avec les grands programmes philanthropiques aujourd'hui déployés en Afrique. Un agronome du KTC explique ainsi que l'un des principaux financeurs de ces programmes est la fondation Bill et Melinda Gates qui, tout en soutenant la sécurité alimentaire, promeut l'usage des OGM en Afrique. Or, le centre est en quelque sorte « blacklisté » par cette fondation en raison de ses positions anti-OGM prises avec l'OPPAZ, en accord avec les défenseurs de l'AB à l'échelle internationale. Le discours porté par les membres de la ferme-école ressemble en cela aux appels lancés par les défenseurs de l'agroécologie (telle que pensée par Altieri) contre l'*Alliance for a Green Revolution in Africa* (AGRA), qui défend les biotechnologies comme étant une solution pour accroître la production agricole en Afrique et pour la défense de la souveraineté alimentaire (Holt-Gimenez, 2009).

[45] Traduction par les auteurs des citations originales : "it's not with their funny scientific experimentations that we will feed 20 million of people"; "Organic farming, it's non sense! There are no market".

[46] Traduction par les auteurs de la citation originale : "organic farming has a bad reputation".

1.5.4. Quelles pratiques et quels modes d'intervention privilégier ?

Les chances d'une transformation environnementale du secteur agricole

Le contexte zambien est particulièrement intéressant dans la mesure où ce pays n'est pas (ou pas encore) passé par le stade de la Révolution verte. Les impacts environnementaux, sociaux et économiques dénoncés où celle-ci s'est durablement installée sont donc encore pour le moment limités en Zambie. La présence d'alternatives agroécologiques portées par divers acteurs laisse penser qu'une réflexion collective sur les modes de développement agricole est possible. Néanmoins, le poids des choix politiques passés, l'état actuel des politiques publiques agricoles, la pression des acteurs de la révolution verte qui voient en Zambie un nouveau terrain de jeu^[47], constituent des obstacles potentiellement puissants à une transformation environnementale de l'agriculture, sans oublier les difficultés à organiser la conception et l'adoption d'innovations (que nous avons pu souligner). Quel peut être alors le rôle de l'aide au développement et des bailleurs de fonds qui sont d'ores et déjà très présents en Zambie ?

L'enrôlement nécessaire de l'État par un double jeu de pressions directes et indirectes

Compte tenu de l'importance de la politique agricole en faveur du tout-maïs, l'enrôlement de l'État apparaît difficile mais nécessaire pour faire exister des agricultures plus durables et productrices d'une plus grande diversité alimentaire. Comment faire ? Deux options sont actuellement en cours : l'une s'appuie sur l'État et l'implique activement, l'autre se développe sans l'implication de l'État et est portée *via* la CFU. À écouter les acteurs locaux, ces options s'opposent l'une à l'autre. Pour un porte-parole de l'ambassade norvégienne en Zambie, qui a choisi de s'appuyer sur la CFU, impliquer l'État est ainsi « trop bureaucratique ». Selon lui, ce « *modèle* [de portage *via* l'État] *n'est pas efficace* »^[48]. Il souligne que le quotidien des fonctionnaires est largement dédié à la gestion du système de subventions au maïs. Un agronome du KTC explique également à ce propos qu'il lui est arrivé de former des CEO. Mais, même si ces derniers sont réceptifs, « *le lendemain, une entreprise d'herbicides leur demande de les aider à trouver des clients* ». Au sein de la délégation européenne, le choix est au contraire de s'appuyer sur l'administration. Pour ses

[47] Les panneaux publicitaires de taille conséquente que l'on trouve le long des routes mettent ainsi souvent en scène des tracteurs japonais utilisés pour cette agriculture, sans parler de l'implantation, dans le pays, de plus en plus d'acteurs phytosanitaires internationaux.

[48] Traduction par les auteurs des citations originales : *"Its' too bureaucratic"* ; *"This model is inefficient"*.

représentants, même si les difficultés que pose le passage par l'État sont bien connues, les CEO sont voués à rester. Il s'agit en effet d'une institution, certes mal outillée, mais *a priori* pérenne. L'UE a fait le choix de travailler avec eux car « *ils étaient là avant le projet et resteront après* ». La délégation espère que le ministère de l'Agriculture « *prendra le relais et mettra les moyens* » pour poursuivre ce qui a été initié.

Plutôt que d'opposer ces deux options, il nous semble que les bailleurs pourraient les concevoir de manière complémentaire et optimiser leurs synergies. L'enrôlement de l'État s'effectuerait *via* une sensibilisation au sein même du système administratif central et décentralisé, tout en nécessitant également des interventions menées indépendamment de lui, interventions à concevoir comme une forme d'influence, de pression participant à l'enrôlement recherché. En soi, l'existence de la CFU et du KTC a en effet une influence plus ou moins directe sur le gouvernement. Une représentante de l'UE raconte ainsi qu'un des membres de l'ambassade norvégienne, principal interlocuteur et soutien de la CFU, a organisé une visite de terrain pour le ministre de l'Agriculture. Depuis, « *le ministre ne cesse d'expliquer qu'il y a vu deux femmes ; l'une cultivait en mode AC et avait de superbes parcelles tandis que l'autre, juste en face, avait gardé des pratiques conventionnelles et ses terres n'étaient pas belles*. ». L'agronome de KTC explique que la ferme-école, *via* l'OPPAZ, essaie de convaincre le ministère de l'utilité d'encourager une politique de développement de l'AB, un projet qui semblait être en discussion en juillet 2013^[49].

Valoriser l'AB dans la démarche agroécologique ainsi que diverses formes de recherche et d'évaluation

Nous avons vu que l'AB était encore peu portée en Zambie alors que ses qualités environnementales (respect du sol, diversité des cultures, etc.) paraissent supérieures à l'AC telle qu'elle est pratiquée par le plus grand nombre. Dans un contexte de critique partagée du modèle agricole dominant actuel, l'aide au développement pourrait contribuer à rendre cette forme d'agriculture plus visible. Notons que très peu de travaux de recherche visent à évaluer les rendements obtenus par un système agricole géré sous agriculture biologique en Zambie. Ces informations seraient pourtant particulièrement utiles pour mieux apprécier les fonctions productives de cette agriculture. Calculer un rendement par culture, comme c'est le cas pour l'agriculture de conservation, n'aurait que peu de pertinence ; c'est bien dans son

[49] Voir le site Web de l'association, accessible ici : <http://www.oppaz.org.zm/about.php>

ensemble que la production du système doit être appréhendée. Le rendement d'une culture donnée pourrait ainsi être inférieur, mais cette dernière permet d'optimiser une autre culture adjacente. Les bailleurs pourraient donc encourager à la fois les diverses formes de recherches et d'évaluation des résultats associés au processus agroécologique dans son ensemble (station expérimentale, agriculteur-testeur, etc.) mais peut-être plus encore en ce qui concerne l'AB.

Par ailleurs, le marché étant principalement organisé autour de la vente et de l'achat de maïs, toute démarche de polyculture devient compliquée à développer à grande échelle, y compris pour l'AB, dont c'est un principe central. Favoriser la diversité des régimes alimentaires, le développement de filières commerciales organisées autour de la polyculture, ainsi que la demande de produits biologiques serait également une piste d'action pour les bailleurs.

L'appui à une démarche innovante couplant agroécologie et conservation de la nature

Un dernier point qu'il nous paraît utile de souligner résulte des expériences agro-écologiques menées par les ONG de conservation de la nature. Par ces initiatives, elles proposent une démarche originale selon laquelle des zones dédiées à la conservation de la nature (c'est-à-dire où l'usage productif de la terre est interdit, ou tout du moins fortement restreint) sont associées à des zones consacrées à une agriculture qui se veut productive mais écologique. La production par semis direct sur ces parcelles est pérennisée et intensifiée, rendant ainsi superflu le besoin de se déplacer au bout de quelques saisons, comme c'est le cas pour la culture sur brûlis pratiquée dans les zones boisées qui entourent les parcs nationaux en Zambie.

Cette approche nous conduit à compléter la discussion entamée sur les limites environnementales de l'AC. En effet, il n'est ici plus question seulement d'encourager l'agroécologie mais de penser une démarche agricole en articulation avec une politique de conservation de la biodiversité. La Zambie est encore éloignée de cette configuration, étant donné la faiblesse de l'administration forestière et environnementale face au secteur de l'agriculture. L'intervention de bailleurs de fonds pourrait venir rééquilibrer cette situation.

Conclusion

L'« agroécologie » est aujourd'hui un terme récurrent des stratégies des bailleurs de l'aide au développement. Néanmoins, comme le soulignent Bellon *et al.* (2009, p.4): « le terme "agroécologie" devient un terme fourretout utilisée par de nombreuses organisations publiques et privées »^[50].

Face à ce constat, et compte tenu des enjeux environnementaux du développement agricole, en s'appuyant sur une démarche de terrain qui confronte les principes agroécologiques à leur mise en pratique, la recherche menée souhaitait mettre en débat les qualités environnementales effectives de l'agroécologie. Ses résultats appellent tout d'abord à mesurer l'usage de cette désignation et à penser de manière approfondie son application. Ils confirment qu'il n'y a pas de proposition agro-écologique en tant que telle mais une diversité d'agroécologies promues par des montages institutionnels différents, donnant lieu à diverses histoires sociotechniques et offrant des potentialités environnementales variables.

La recherche menée propose de passer en revue trois questions que nous avons montrées être intimement liées les unes aux autres. La première consiste à discuter, sur la base de leurs principes, des qualités environnementales de différentes approches agroécologiques. La deuxième cherche à mieux comprendre les raisons de l'adoption d'une forme donnée d'agroécologie. La troisième question vise, enfin, à s'assurer qu'en pratique, l'agriculture adoptée tient bien ses promesses environnementales.

Dans ce contexte, mobiliser la sociologie de l'innovation s'avère éclairant. En portant une attention au vécu des agriculteurs, à l'organisation de la promotion des innovations et aux amorces de controverses, notre travail a tenté de montrer en quoi consiste la réalité des pratiques agroécologiques, de mettre en lumière la manière dont elles conduisent à redéfinir le rôle de l'agriculteur, et d'insister sur la diversité des façons de concevoir des projets de développement agricole (toutes n'ayant pas la même sensibilité vis-à-vis des impacts environnementaux). Cette démarche constitue à notre sens une étape importante de toute réflexion environnementale.

Par ailleurs, si la démarche agroécologique déjà en cours en Zambie peut être saluée, cette étude exploratoire indique néanmoins que son succès reste fragile. Quatre principaux messages se dégagent de notre travail, qui pourraient contribuer à réfléchir au développement d'une agroécologie ambitieuse sur le plan environnemental, en Zambie et ailleurs.

[50] "Agroecology becomes a catch word in many public and private organisations".

Le premier message réaffirme à quel point penser l'organisation de l'adoption d'une agriculture agroécologique s'avère déterminant. Qui soutenir et comment ? Notre travail révèle, par exemple, qu'en Zambie, l'enrôlement de l'État paraît incontournable mais loin d'être réalisé pour assurer un tournant agroécologique. Il tend à montrer que l'engagement de l'État serait conditionné par un subtil jeu de sensibilisation, de pressions, d'influences, de formation à la fois interne et externe à l'administration. Il défend également la pertinence d'articuler la promotion de l'agroécologie au renfort d'un secteur dédié à la conservation de la biodiversité.

Notre recherche appelle par ailleurs à dépasser les débats généraux qui cherchent à savoir si l'agriculture biologique a sa place dans l'agroécologie, ou si l'agroécologie propose de la remplacer. Notre analyse montre qu'entre plusieurs propositions agro-écologiques, il y a d'importantes différences concernant les impacts environnementaux. En principe, l'agriculture de conservation et l'agriculture biologique laissent toutes deux présager d'améliorations environnementales. En pratique, et pour reprendre les termes de Caplat, l'agriculture de conservation caractérise en Zambie « *une forme d'agriculture conventionnelle certes moins polluante mais refusant toute rupture avec la pensée unique de l'agronomie industrielle* ». Associer, ou du moins restreindre l'agroécologie à l'agriculture de conservation peut alors « *devenir source de confusion, voire outil de manipulation* » (Caplat, 2013, p. 85). En cela, un processus agrécologique qui exclurait l'agriculture biologique se trouverait appauvri de ses qualités environnementales dans la mesure où, en principes et en pratique, c'est elle qui reste la plus ambitieuse.

Le troisième message de notre étude souligne que le phénomène agroécologique demeure, quoiqu'il en soit, encore marginal. Ce constat conduit alors à questionner les doctrines agricoles adoptées notamment par les bailleurs de l'aide internationale : dans un contexte où l'agroécologie a tant de peine à émerger face au modèle conventionnel, les décideurs publics et les bailleurs de fonds n'auraient-ils pas intérêt à la soutenir encore plus activement pour lui donner une réelle chance d'émerger, plutôt que de continuer à ne la soutenir que de manière ponctuelle ?

Pour conclure, si l'étude a mis en lumière la richesse et la diversité des approches scientifiques associées au processus agroécologique, elle montre également le faible développement du suivi et de l'évaluation concrète des résultats. Favoriser des travaux de terrain mobilisant, entre autres, les sciences sociales ne pourra qu'enrichir les débats et faciliter la mise en œuvre de meilleures actions.

Bibliographie

AKRICH, M. (1989), « La construction d'un système socio-technique, Esquisse pour une anthropologie des techniques », *Anthropologie et sociétés*, vol. 13, 2.

AKRICH, M. (1987), « Comment décrire les objets techniques ? », *Techniques et Culture*, vol. 9.

ALTIERI, M. (2002), "Agroecology: the Science of Natural Resource Management for Poor Farmers in Marginal Environments", *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 93, 1.

ALTIERI, M. (1995), *Agroecology: the Science of Sustainable Agriculture* (No. 2. Ed.), Westview Press.

ARSLAN, A., N. MCCARTHY, L. LIPPER, S. ASFAW et A. CATTANEO (2013), *Adoption and Intensity of Adoption of Conservation Farming Practices in Zambia* (No. 147461), Department of Agricultural, Food, and Resource Economics, Michigan State University.

BARTHE, Y. (2006), *Le pouvoir d'indécision : la mise en politique des déchets nucléaires*, Economica, Paris

BAUDRON, F., H.M. MWANZA, B. TRIOMPHE et M. BWALYA (2007), *Conservation Agriculture in Zambia: a Case Study of Southern Province*, African Conservation Tillage Network, Centre de coopération internationale de recherche agronomique pour le développement (CIRAD), FAO.

BELLON, S., C. LAMINE, G. OLLIVIER et L.S. DE ABREU (2011), "The Relationships between Organic Farming and Agroecology" in NEUHOFF, D., SANG MOK SOHN, C. SSEKYEWA et N. HALBERG, Ilse. A. RASMUSSEN et J. HERMANSEN (Editors) (2011), *Third Scientific Conference of ISOFAR*, ISOFAR, Namyangju, Republic of Korea, pp. 235-238.

CALLON, M. (1999), « Ni intellectuel engagé, ni intellectuel dégagé : la double stratégie de l'attachement et du détachement », *Sociologie du Travail*, vol. 41, 1.

CALLON, M., P. LASCOUMES et Y. BARTHE (2001), *Agir dans un monde incertain : essai sur la démocratie technique*, Éditions du Seuil, Paris.

CAPLAT, J. (2012), *L'agriculture biologique pour nourrir l'humanité*, Actes Sud.

CHAPOTO, A. (2012), "The Political Economy of Food Price Policy: The Case of Zambia" *Working Paper* No. 2012/100, United Nations University – World Institute for Development Economics Research.

CHAPOTO A., S. HAGGBLADE, M. HICHAAMBWA, S. KABWE, S. LONGABAUGH, N. SITKO et D. TSCHIRLEY (2012), "Agricultural Transformation in Zambia: Alternative Institutional Models for Accelerating Agricultural Productivity Growth and Commercialization", *FSRP Working Paper* No. 64, Lusaka, Michigan State University.

EHRENSTEIN, V. et T. LEMÉNAGER (2015), « L'agroécologie et son potentiel environnemental en Zambie : de l'utilité d'une réflexion sociotechnique pour l'aide au développement », *Document de travail* n° 143, AFD, Paris.

FAO (2001), *World Markets for Organic Fruit and Vegetables – Opportunities for Developing Countries in the Production and Export of Organic Horticultural Products*, International Trade Center, Technical Center for Agricultural and Rural Cooperation, Rome.

GARRITY, D.P., F.K AKINNIFESI, O.C. AJAYI, S.G WELDESEMAYAT, J. G MOWO, A. KALINGANIRE, M. LARWANOU et J. BAYALA (2010), "Evergreen Agriculture: a Robust Approach to Sustainable Food Security in Africa", *Food Security*, vol. 2, 3.

GOVEREH, J., J.J. SHAWA, E. MALAWO et T.S. JAYNE (2006), "Raising the Productivity of Public Investments in Zambia's Agricultural Sector", *Working Paper*, No. 20, Food Security Research Project.

HAGGBLADE, S. et G. TEMBO (2003), "Conservation Farming in Zambia", *Discussion Paper* No. 198, International Food Policy Research Institute et Zambia Food Security Research Project.

HOLT-GIMENEZ, E. (2009), *Food Movements Unite – Strategies to Transform our Food Systems*, Food First Books, Canada, Oakland.

MASON, N.M., T.S. JAYNE et R. MOFYA-MUKUKA (2013), "A Review of Zambia's Agricultural Input Subsidy Programs: Targeting, Impacts and the Way Forward", *Working Paper*, No. 77, Indaba Agricultural Policy Research Institute.

MASON, N.M., T.S. JAYNE et R.J. MYERS (2012), "Zambian Smallholder Behavioral Response to Food Reserve Agency Activities" (revised version) *Policy Brief*, No. 57, Indaba Agricultural Policy Research Institute.

MASON, N.M. et R.J. MYERS (2011), "The Effects of the Food Reserve Agency on Maize Market Prices in Zambia", *Working Paper*, No. 50, Food Security Research Project.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESMENT (MEA) (2005), *Ecosystem and Human Well-being: Synthesis*, Island Press, Washington, D.C.

NOLTE, K. (2013), "Large-Scale Agricultural Investments under Poor Land Governance Systems: Actors and Institutions in the Case of Zambia", *GIGA Working Papers*, No. 221.

ORGANIC PRODUCERS AND PROCESSORS ASSOCIATION OF ZAMBIA (OPPAZ) (2006), *Development of the Local Market for Organic Products in Zambia*, http://www.ifoam.org/sites/default/files/page/files/developing_the_local_market_in_zambia_oppaz.pdf.

PRETTY, J., C. TOULMIN et S. WILLIAMS (2011), "Sustainable Intensification in African Agriculture", *International Journal of Agricultural Sustainability*, vol. 9, 1.

SCHNEIDER, F., T. LEDERMANN, P. FRY et S. RIST (2010), "Soil Conservation in Swiss Agriculture – Approaching Abstract and Symbolic Meanings in Farmers' Life-Worlds", *Land Use Policy*, vol. 27, 2.

SCHUTTER (de), O. (2010), *Rapport du Rapporteur spécial sur le droit à l'alimentation*, Assemblée générale des Nations unies, 20 décembre.

SCOTT, S. (2013), "Old Orchard Organic Farm in Zambia" in AUERBACH, R., G. RUNDGREN et N. EL-HAGE SCIALABBA (Eds) (2013), *Organic Agriculture: African Experiences in Resilience and Sustainability*, Natural Resources Management and Environment Department of the Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.

SMALE, M. et T. JAYNE (2003), "Maize in Eastern and Southern Africa: 'Seeds' of Success in Retrospect", *EPTD Discussion Paper* No. 97, International Food Policy Research Institute.

STASSART, P.M., P. BARET, J-C. GREGOIRE, T. HANCE, M. MORMONT, D. REHEUL, D. STILMANT, G. VANLOQUEREN et M. VISSER (2012), « L'agroécologie : trajectoire et potentiel pour une transition vers des systèmes alimentaires durables » in VANDAM, D., M. STREITH, J. NIZET et P.M. STASSART, *Agroécologie, entre pratiques et sciences sociales*, Eduagri, pp. 25-52.

TEMBO, S. et N.J. SITKO (2013), "Technical Compendium: Descriptive Agricultural Statistics and Analysis for Zambia", *Working Paper* No.76, Indaba Agricultural Policy Research Institute.

WEZEL, A. et V. SOLDAT (2009), "A Quantitative and Qualitative Historical Analysis of the scientific Discipline of Agroecology", *International Journal of Agricultural Sustainability*, vol. 7, 1.

Deuxième partie

Quels outils d'intervention mobiliser
en faveur du tournant
environnemental ?

Quels outils d'intervention mobiliser en faveur du tournant environnemental ?

La première partie ayant permis d'avoir une vision affûtée des enjeux sous-jacents au tournant environnemental, cette seconde partie propose de s'intéresser plus particulièrement aux outils d'intervention qui peuvent être mobilisés par les opérateurs de l'aide au développement pour engager une action résolument environnementale. Tout opérateur est en effet amené à participer à des choix de financement d'outils de gestion, des types de projets qui peuvent être d'ordre très divers. La question se pose alors de savoir si la solution au tournant environnemental ne résiderait pas dans le type d'outil d'intervention mobilisé ? En résumé, en changeant l'instrument, peut-on changer l'action, et par conséquent ses impacts ? L'introduction de nouveaux outils, le débat sur leur pertinence, sur leurs possibles effets positifs ou négatifs, sur leur potentiel pour le changement, est un thème de débat majeur dans le champ de l'environnement. On voit ainsi les modes se succéder au fil des années, braquant le projecteur et plaçant les espoirs sur tel ou tel type d'outils. Dans cette partie, nous verrons qu'aucun outil ne peut être considéré comme efficace en lui-même. Les spécificités d'un instrument viennent, certes, influencer l'action mais c'est en analysant sa mise en œuvre dans un contexte donné (organisationnel, politique, etc.), en décryptant son articulation avec d'autres outils d'ores et déjà mobilisés, selon une trajectoire historique, qu'il devient possible d'appréhender, et donc d'assurer son potentiel réel. Quatre textes viennent illustrer et enrichir ces propos, en proposant notamment des éléments de méthode facilitant des analyses.

Le premier texte (2.1) rapporte ainsi les résultats d'une recherche initiée en 2012 par un consortium de chercheurs internationaux encadrés par l'ONG *African Wildlife Foundation* (AWF). Ce texte se penche sur un type d'outils, fondamental en matière de conservation de la biodiversité : les aires protégées, et notamment les aires protégées publiques (en particulier les parcs nationaux), les aires protégées privées (par exemple, les réserves privées de chasse ou de tourisme de faune en

Afrique) et les aires protégées communautaires (où ce sont des communautés villageoises qui gèrent des espaces où elles protègent la biodiversité et bénéficient des retombées positives, de l'écotourisme par exemple). Un débat centré sur les mérites propres des outils conduirait à comparer les trois types d'aires protégées et à plaider pour l'un ou pour l'autre, chacun soulignant sur un plan général les avantages de l'outil qu'il privilégie, et les inconvénients des autres. La recherche présentée offre au contraire une perspective innovante en étudiant les complémentarités entre ces trois types d'outils, dont les forces, les faiblesses et les conditions de pertinence diffèrent en effet. À partir de deux études de cas réalisées au Kenya, les auteurs montrent l'existence bien réelle de telles complémentarités et les formes multiples qu'elles peuvent prendre, selon les territoires. L'efficacité du système que composent ces aires protégées tient dès lors surtout au fait que ces complémentarités sont mises en œuvre et combinées dans le cadre d'une stratégie pertinente.

Les trois textes suivants abordent des outils plus récemment mobilisés, et de ce fait souvent appelés innovants. Il s'agit des outils économiques en faveur de la biodiversité, c'est-à-dire toute une gamme d'outils où un signal prix est véhiculé afin de provoquer un changement du comportement des acteurs visés.

Le deuxième texte de cette partie (2.2) s'intéresse ainsi aux outils de la finance verte. Sur la base d'une recherche conduite de 2012 à 2013 par Krichewsky et Leménager, il présente le cas de la mise en œuvre, en Égypte, d'une ligne de crédit environnementale soutenue par les bailleurs de fonds du développement, et destinée à rendre les installations industrielles moins polluantes. Ce programme de financement peut être qualifié de succès, faisant montre d'une réelle efficacité environnementale. La recherche présentée analyse en détail les conditions politiques et organisationnelles de sa mise en œuvre. Deux constats ressortent avec force. D'une part, l'outil de financement a fonctionné de manière synergique avec la mise en œuvre d'une action réglementaire volontariste, qui a constitué une puissante incitation à recourir au financement proposé pour effectuer les améliorations environnementales requises. D'autre part, l'instruction des projets, l'octroi des financements et le suivi de leur mise en œuvre ont été portés par une équipe technique dont la mission principale était la lutte contre la pollution. Dès lors, la pertinence environnementale des projets proposés au financement de la ligne de crédit était analysée de manière centrale à toutes les étapes des procédures, ce qui a constitué un facteur important dans les bons résultats du programme. Au final, le texte conclut que ce dispositif de lignes de crédit ressort plus d'une logique de réglementation intelligente (c'est-à-dire complétée par d'autres outils synergiques avec l'action réglementaire) que d'une logique qui serait endogène au secteur financier.

Dans le texte suivant (2.3), Leménager et Laurans reprennent les résultats de leur recherche menée en 2010 sur les paiements pour services environnementaux (PSE). Ils montrent en particulier que les effets de simplification promis par le modèle archétypal des PSE (accord de paiement direct entre fournisseur et utilisateur d'un service environnemental) ne correspondent pas à la réalité des situations d'utilisation de ces types de paiements. Les nombreuses études de cas disponibles, comme celles réalisées par ces auteurs, mettent notamment en évidence la présence quasi systématique et l'importance fondamentale des intermédiaires qui travaillent au montage et à l'application de tels accords. Il en ressort également que les payeurs s'avèrent très variés, et ne sont pas toujours (et de loin) les utilisateurs des services environnementaux négociant pour eux-mêmes. Le texte propose une typologie des situations de mise en œuvre des PSE à partir des différentes configurations de mobilisation des « payeurs » : sont-ils, ou non, des utilisateurs des services ? Contribuent-ils au paiement de manière volontaire ou obligatoire ? Sur la base de cette typologie, on peut alors constater qu'une analyse des dispositifs de PSE effectuée de manière différenciée permet d'aborder de façon plus pertinente la mise en œuvre de l'outil dans des situations d'action réelles.

La démarche consistant à replacer les instruments économiques de façon précise dans les contextes de leur usage a été poursuivie par un projet de recherche initié en 2011 en incluant cette fois l'ensemble des instruments économiques. Dans le cadre de cette recherche dirigée par Mermet en collaboration avec l'université d'Oxford, ont été recensés de manière systématique (par une revue de littérature et une série d'entretiens) les problèmes que soulève l'utilisation pratique des outils économiques pour la biodiversité. Un ensemble de ressources théoriques a alors été proposé afin de permettre une analyse explicite et rigoureuse des situations d'utilisation des outils économiques pour la biodiversité. Le quatrième texte de cette seconde partie (2.4) reprend certains des résultats de cette démarche qu'il illustre en présentant l'un des cadres théoriques mobilisés : la théorie de la justification (proposée par Boltanski et Thévenot). Il montre comment cette théorie éclaire certaines des controverses au sujet des valeurs, controverses qui apparaissent omniprésentes au sujet des outils économiques pour la biodiversité et qui, lorsqu'elles restent confuses, obèrent la discussion sur leur conception, leur pertinence, leur mise en œuvre. Cet exemple illustre la proposition plus générale portée par cette recherche : pour un usage efficace de ces outils, leur rationalité économique doit être complétée par une prise en compte des conditions politiques et organisationnelles de leur mise en œuvre, et cette prise en compte est d'autant plus éclairante qu'elle appuie ses analyses sur des concepts et des cadres d'analyses capables de mettre en lumière les points clés de ces situations de mise en œuvre.

2.1. Plus qu'une simple addition : quelle complémentarité environnementale entre aires protégées, publiques, privées et communautaires ?

Delphine MALLERET-KING, Joanna ELLIOTT, Helen GIBBONS, Anthony KING † et Tiphaine LEMÉNAGER

L'Évaluation des écosystèmes pour le Millénaire a clairement démontré que les interventions humaines ont bouleversé l'ensemble des écosystèmes de la Terre et que la perte de biodiversité qui en résulte compromet un large éventail de services écosystémiques dont l'humanité a besoin (EM, 2005). Dans ce contexte de crise sans précédent, les aires protégées, qui constituent depuis longtemps la pierre angulaire de la préservation de la biodiversité, doivent jouer un rôle central (Bruner *et al.*, 2004).

Selon l'UICN, une aire protégée (AP) est un « *espace géographique clairement défini, reconnu, consacré et géré, par tout moyen efficace, juridique ou autre, afin d'assurer à long terme la conservation de la nature ainsi que les services écosystémiques et les valeurs culturelles qui lui sont associés* » (Dudley, 2008). Aujourd'hui, environ 14,6 % des terres et 9,7 % des eaux côtières bénéficient d'une forme de protection (ONU, 2013). Toutefois, les AP ne sont pas uniformes. Du point de vue de la propriété, trois catégories peuvent par exemple être différenciées : les AP publiques appartenant à l'État ou ses agences, les AP privées appartenant à des individus ou à des entreprises et les AP communautaires appartenant collectivement aux communautés.

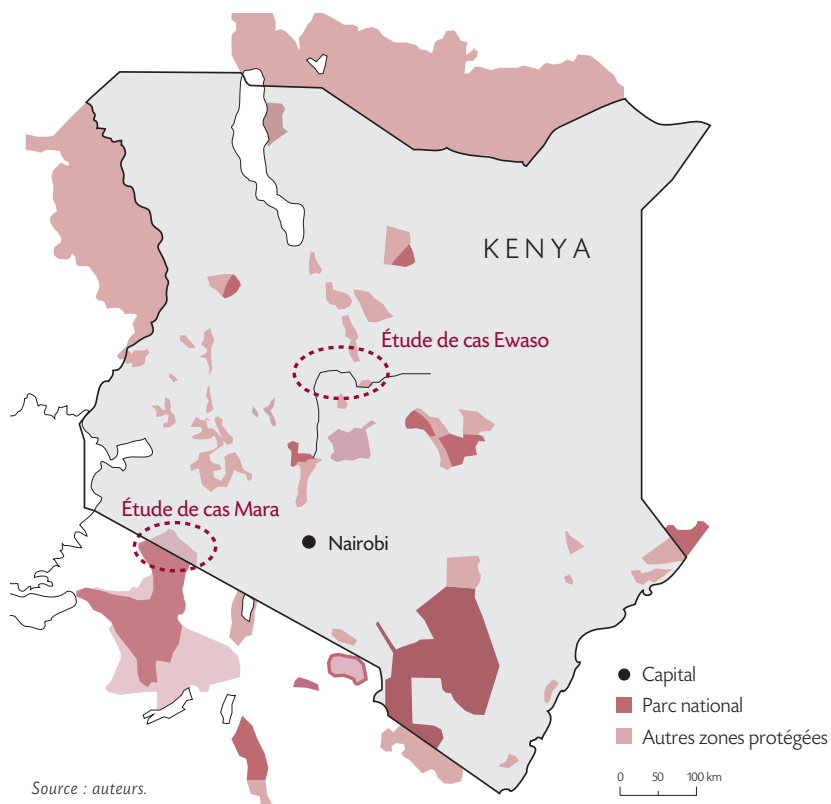
La plupart des grands espaces bénéficiant d'une forme de protection accueillent ainsi généralement un ensemble d'AP publiques, privées et communautaires, ensemble qui résulte souvent d'une complexe série d'événements intervenus sur plusieurs décennies. Pourtant, si des travaux considérables ont été réalisés pour comprendre l'efficacité de chacune de ces différentes catégories d'AP, il semble qu'on se soit assez peu intéressé aux effets de leur présence combinée sur les résultats écologiques d'ensemble d'un système. Et par conséquent, peu de travaux semblent s'être intéressés de manière approfondie aux moyens d'améliorer l'impact non pas d'un type d'AP donné mais d'un réseau d'AP en utilisant ces différentes catégories comme des outils de gestion.

Ce chapitre, qui rapporte les principaux résultats d'une recherche réalisée de 2011 à 2013, propose de combler cette lacune. En définissant et en utilisant la notion de complémentarité environnementale, notre recherche avait pour objectif d'examiner si la présence combinée de différents types d'AP dans un espace donné, améliore la conservation de la biodiversité (cf. Elliott *et al.*, 2014). En d'autres termes, il s'agissait

de déterminer, pour citer Aristote, si le tout (c'est-à-dire le système d'aires protégées) peut être considéré comme supérieur à la somme des parties (les différentes AP constituant le système).

Notre recherche s'est appuyée sur le cas du Kenya sélectionné pour le large spectre d'AP qui y sont présentes. La méthodologie retenue a consisté en une revue de littérature approfondie suivie d'une première série d'entretiens qualitatifs semi-directifs menés auprès d'une vingtaine de parties prenantes concernées par le thème général de la conservation de la biodiversité et des AP dans le pays. Puis nous avons réalisé deux études de cas dans l'Ewaso Nyiro et le Mara (cf. carte 1). Ces écosystèmes ont été retenus en raison de la combinaison d'AP qu'ils présentent et de la richesse des informations disponibles les concernant (sociologiques, économiques et écologiques).

Carte 1 Situation géographique des sites des deux études de cas



Cet article replace tout d'abord notre réflexion au sein de la littérature concernée puis il définit la notion de complémentarité environnementale et présente le cadre d'analyse théorique que nous proposons pour aborder cette dernière sur le terrain. Enfin nous rapportons la mise en œuvre de ce cadre sur l'étude de cas de l'Ewaso et illustrons ainsi concrètement en quoi peut consister la complémentarité environnementale.

2.1.1. Une littérature académique relativement limitée

Aucun article ne présente de définition précise de la complémentarité environnementale entre différents types d'AP, ni ne propose de méthodologie pour l'analyser ou la mesurer. Cependant, quelques notions apparentées se dégagent.

Pour Margules et Sarkar (2007), la complémentarité constitue par exemple un concept central de la planification systématique de la conservation, qui considère la mesure dans laquelle une AP apporte des caractéristiques bio-physiques non représentées dans une autre AP (Vane-Wright *et al.*, 1991 ; Margules et Pressey, 2000). La littérature consacrée à la planification systématique de la conservation se focalise donc sur les seuls attributs écologiques d'espaces donnés et par ailleurs ne s'intéresse pas spécifiquement à la complémentarité pouvant exister entre différents types^[51] d'AP. Plus intéressante pour cette recherche est la définition du « *principe d'interaction des actions de conservation* » proposé par Moilanen (2008) : « *Les bénéfices pour la conservation de toutes les actions de conservation menées dans un espace donné devraient être évalués conjointement et analysés comme les conséquences à long terme des interactions existant entre ces actions* ». Cette approche de la complémentarité apparaît plus globale. Elle couvre les enjeux d'efficience, les actions de conservation multiples (protection, maintien et restauration) et les interactions écologiques entre les sites (connectivité, immigration, émigration...).

La littérature n'aborde la complémentarité entre différents types^[52] d'AP que de manière indirecte, et principalement pour défendre une catégorie plutôt qu'une autre.

White et Martin (2002) ainsi que Bhagwat et Rutte (2006) soulignent, par exemple, le rôle que jouent les AP communautaires dans le renforcement de la connectivité en constituant des aires de dispersion au sein de paysages fragmentés. Pour Shahabuddin et Rao (2010), les AP communautaires renforcent l'efficacité des AP publiques car elles forment des corridors qui permettent les déplacements de la faune et constituent une protection contre les pressions de l'industrie extractive. Pour Fitzsimons et

[51] [52] Souligné par les auteurs.

Wescott (2008), au Sud-Est de l'Australie, les AP privées confortent les AP publiques, qui sont plus vastes, en formant des liaisons dans le paysage environnant. En Afrique du Sud, Gallo *et al.* (2009) avancent que les AP privées accroissent la superficie totale des terres conservées, mais aussi que leur addition aux AP publiques multiplie par près de trois le nombre des objectifs de conservation réalisés.

La littérature souligne aussi que les AP se complètent les unes les autres en diversifiant l'habitat et les espèces protégées. Fitzsimons et Wescott (2004) ainsi que Gallo *et al.* (*ibid.*) montrent que les AP privées complètent les AP publiques du point de vue des types de biomes/d'habitats représentés. Le rôle des AP communautaires dans la protection des espèces clés est souligné dans les recherches sur les forêts sacrées, qui indiquent que celles-ci abritent des espèces non représentées dans les systèmes d'AP privées en Inde (Bhagwat et Rutte, 2006), en Tanzanie (Mgumia et Oba, 2003) et au Kenya (Kibet et Nyamweru, 2008). Enfin, Western *et al.* (2009) font allusion à la complémentarité environnementale lorsqu'ils soulignent que les AP publiques abritent un pourcentage estimatif de 35 % de la faune. Pour Nelson (2012), les AP privées et communautaires protègent d'importantes populations d'espèces très menacées dont le zèbre de Grévy, le lycaon, le guépard et les éléphants au Kenya.

Il apparaît au final que la littérature académique sur la complémentarité est peu abondante et qu'elle s'intéresse surtout aux attributs écologiques de différentes AP ainsi qu'à l'obtention d'une représentation ou d'une couverture optimale de la biodiversité. Elle apporte en revanche peu d'informations sur les facteurs sous-jacents qui permettent la réalisation de ces bénéfices. Notre recherche s'y est attelée et se propose d'éclairer la « valeur ajoutée » que les différents types d'AP apportent au système global, ce qui semble constituer un angle d'analyse inédit.

2.1.2. Cadre d'analyse de la complémentarité environnementale entre différents types d'aires protégées

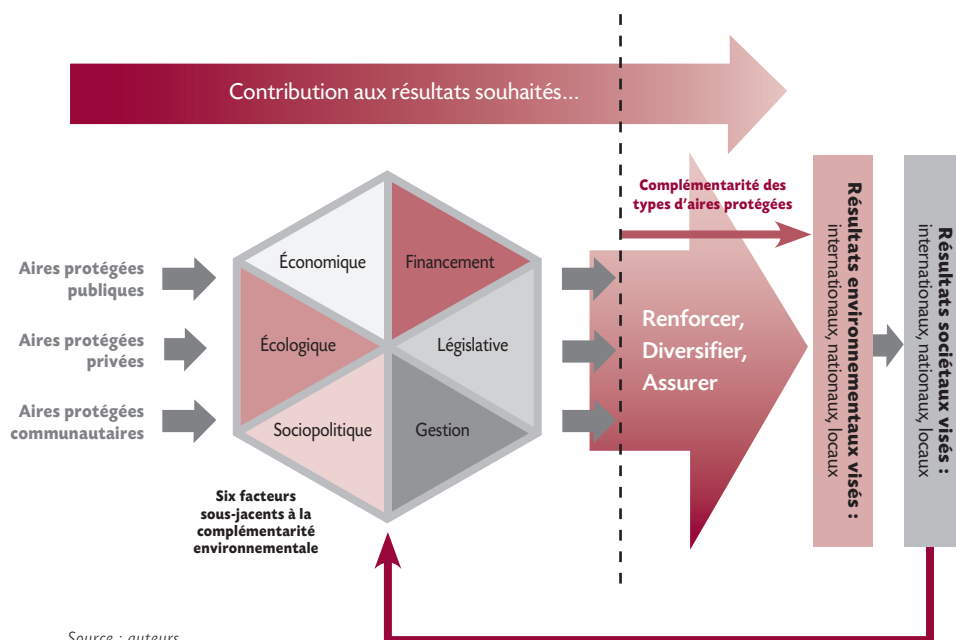
Nous définissons la complémentarité environnementale comme étant « *la plus-value procurée par la juxtaposition d'aires protégées communautaires, privées et publiques du point de vue de la réalisation de résultats écologiques souhaitables (définis au niveau local, national ou international)* ».

Le cadre conceptuel établi pour son analyse (schéma 4) part du postulat que l'objectif d'un réseau d'aires protégées (partie gauche du diagramme) est de produire des résultats écologiques (partie droite du diagramme). Chaque type d'aires protégées peut contribuer au résultat d'une certaine manière. L'ampleur des progrès réalisés par le réseau d'AP est déterminée par six facteurs sous-jacents à l'obtention de

résultats (indiqués dans l'hexagone au centre du diagramme), eux-mêmes soumis à l'influence de facteurs ou chocs externes (par exemple, la crise économique mondiale, le changement climatique).

Les six facteurs sous-jacents, ou dimensions de la complémentarité, sont décrits ci-après :

Schéma 4 *Cadre conceptuel pour l'analyse de la complémentarité environnementale des différents types d'aires protégées*



1. *La dimension écologique* étudie l'accroissement de la superficie protégée, de la connectivité entre les aires, des types d'habitats ou de la diversité des espèces couvertes par le réseau que peut permettre la présence conjointe de différents types d'AP.
2. *La dimension économique* s'intéresse aux bénéfices économiques additionnels ou aux gains d'efficacité (liés à une réduction des coûts) dus à la présence conjointe de différents types d'AP. Plus la réussite économique du système est importante, plus ce dernier devient viable et peut alors favoriser l'obtention de résultats écologiques souhaités.
3. *La dimension du financement* aborde la diversification et l'augmentation des financements obtenus par les AP ainsi que la réduction des risques perçus d'investissement dans ce secteur, engendrés par la présence conjointe de différents types d'AP.
4. *La dimension législative* analyse en quoi l'existence conjointe de différents types d'AP peut favoriser l'élaboration de cadres législatifs directement ou indirectement favorables à la conservation de la biodiversité.
5. *La dimension managériale ou de gestion* évalue en quoi la présence conjointe de différents types d'AP renforce la gestion de chacun des types d'AP et du réseau dans son ensemble du fait de gains de compétences et d'expertise, mais aussi d'une plus grande efficacité des systèmes de gestion mis en oeuvre.
6. *La dimension sociopolitique* analyse enfin en quoi l'existence conjointe de différents types d'AP peut accroître le soutien politique et/ou social par différents groupes de parties prenantes au système global d'AP.

Pour chacune de ces dimensions, la complémentarité peut se décliner selon deux principaux volets :

- Il y a « additionnalité » lorsque la présence de différents types d'AP dans un réseau crée un « supplément » d'un élément utile à la conservation de la biodiversité. Le résultat de leurs interactions est alors la somme de leurs effets individuels.
- Il y a « synergie » lorsque les interactions entre les différents types d'AP produisent des impacts supérieurs à ceux des bénéfices « additionnels », par exemple par un partage des coûts, des économies d'échelle ou la fourniture mutuelle de services experts. Dans ce cas, le résultat de leurs interactions est supérieur à la somme de leurs effets individuels.

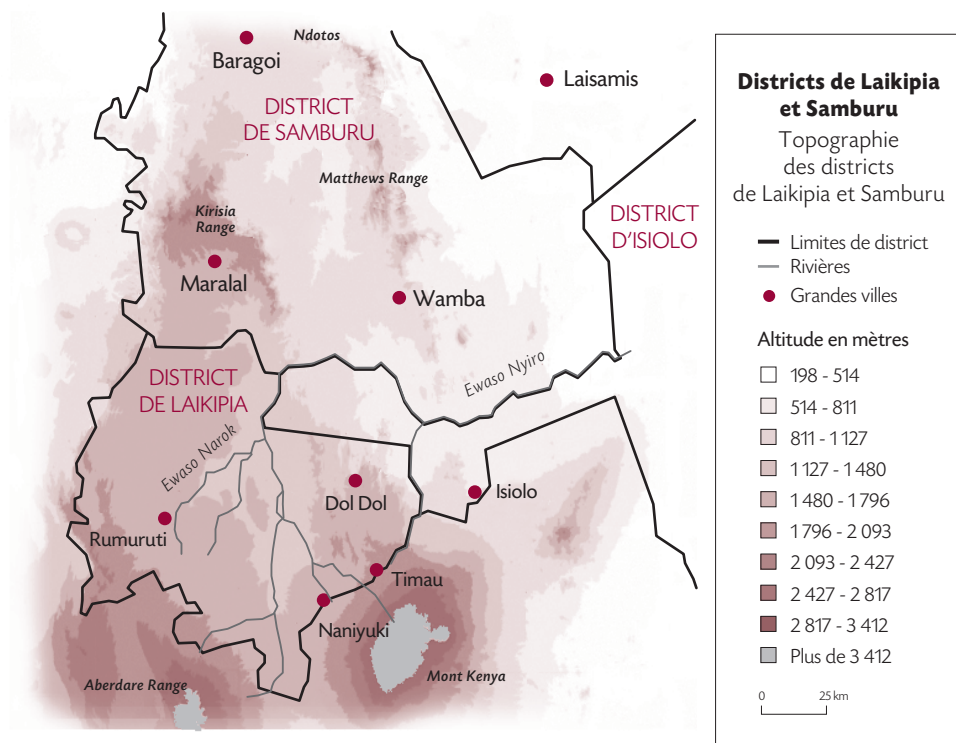
Ce cadre d'analyse permet l'étude des différents moyens par lesquels les AP privées, communautaires et publiques peuvent s'aider mutuellement à progresser vers des résultats écologiques souhaités, comme nous le détaillons ci-après avec l'exemple de l'Ewaso Nyiro.

2.1.3. La complémentarité environnementale en action

Brève introduction au réseau d'aires protégées de l'Ewaso

L'écosystème de l'Ewaso, qui s'étend sur 54 000 km², comprend un réseau étendu et complexe d'AP publiques, privées et communautaires qui couvrent environ la moitié de sa superficie. Il fait partie des zones de conservation considérées comme les plus importantes en Afrique de l'Est (LWF, 2012) et au-delà. Il joue d'ailleurs un rôle essentiel dans la conservation d'espèces menacées comme le rhinocéros noir, le bongo de montagnes, le zèbre de Grévy et de nombreuses espèces endémiques de plantes, d'insectes et d'oiseaux (LWF, 2012). Cet écosystème accueille en outre un site inscrit au Patrimoine mondial de l'UNESCO (Parc national du Mont Kenya). Son histoire, son réseau d'AP diversifiées, sa riche biodiversité et le relatif succès des actions de conservation qui y sont menées font de l'Ewaso une étude de cas intéressante pour mieux comprendre la complémentarité environnementale entre différents types d'AP.

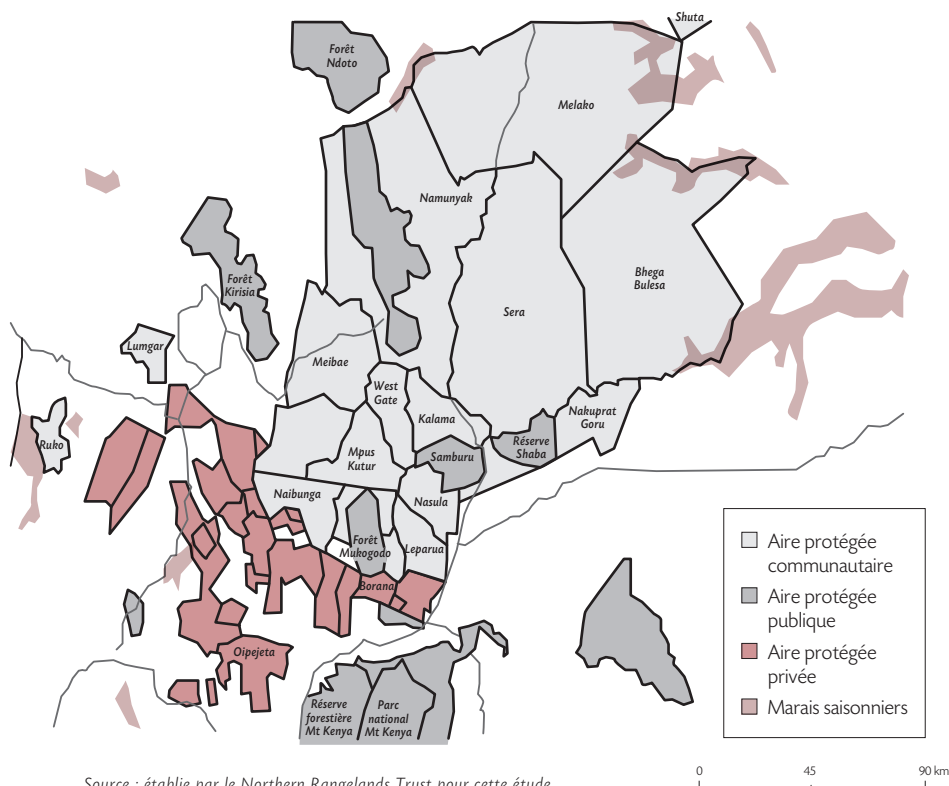
Carte 2 Écosystème du Grand Ewaso



Source : Mpala Research Centre, extrait de Laikipia Wildlife Forum (2006).

Le réseau d'AP comprend actuellement au moins 15 réserves nationales et 3 parcs nationaux (le Mont Kenya, les Aberdares et le projet de parc national à Laikipia), 16 AP publiques et 22 AP communautaires, dont la plupart ont moins de dix ans.

Carte 3 Le réseau d'aires protégées de l'Ewaso



Comme dans le reste du pays, les premières AP ont été établies dans l'Ewaso par l'État pour protéger la biodiversité et des services écologiques essentiels (par exemple la régulation des flux hydriques permise par la protection des « châteaux d'eau » tel que le Mont Kenya) (King, 2011), mais depuis les années 1980, un nombre croissant d'AP privées et communautaires y ont été créées. De nombreux facteurs sont à l'œuvre derrière cette évolution – passions individuelles ayant conduit à la création, par exemple, de la première réserve privée de faune sauvage au Kenya (Réserve de Solio, créée en 1970), effondrement du secteur de l'élevage de bétail (Georgiadis, 2011) ou encore opportunités économiques offertes par le tourisme de safari, qui sont à l'origine de nombreuses AP privées et communautaires. Ces facteurs, le contexte économique mondial et la richesse de la biodiversité ont tous contribué au développement d'un complexe réseau d'AP soutenu par les organismes de protection de la nature.

La complémentarité environnementale à l'échelle de chacune des dimensions

Les entretiens que nous avons menés ont permis de recueillir de nombreuses données empiriques sur la complémentarité des AP. Les acteurs rencontrés perçoivent tous des phénomènes d'additionnalité ou de synergies entre les différents types d'AP présents dans l'Ewaso et ce, à propos de chacune des six dimensions mentionnées plus haut.

Dimension écologique

En ce qui concerne la dimension écologique, dans les zones où la propriété foncière est majoritairement privée ou communale, comme dans l'Ewaso, la présence d'AP non publiques permet de protéger davantage de types d'habitat, de faune et d'aires connectées que ne le permettraient les seules AP publiques, ce qui viabilise l'échelle du travail de conservation.

Des synergies écologiques sont également à l'œuvre. Pour la plupart des personnes interrogées, les AP publiques sont un des piliers de la conservation au Kenya. Elles sont considérées comme d'importants refuges pour la faune et comme un moyen de protéger des actifs d'importance nationale comme les « châteaux d'eau ». Ce sont des pivots de la conservation sur lesquels d'autres AP peuvent s'appuyer. En outre, la présence d'AP diversifiées, présentant des régimes de gestion différents, garantit une diversité de situations bénéfique pour la faune. Ainsi, les zones subissant peu de perturbations humaines (AP publiques et privées principalement) sont particulièrement bénéfiques pour les populations de prédateurs (Franks, 2011), tandis que les AP communautaires, où la population humaine est plus dense, ne favorisent pas les prédateurs et peuvent donc offrir un refuge à des espèces proies menacées, comme le zèbre de Grévy (Dr. King, remarque personnelle).

Dimension économique

Selon une perspective économique, l'étude montre que, les AP publiques, communautaires et privées jouent, de par leurs spécificités, des rôles économiques différenciés. Chacune à sa manière accroît l'attractivité économique du secteur et stimule ainsi l'intérêt pour la conservation de la faune.

À titre d'exemple, les AP de différents types proposent des produits touristiques différents mais complémentaires. Dans l'Ewaso, elles offrent une variété de produits touristiques allant des lodges privés de haut de gamme aux expériences communautaires et culturelles. Les AP non publiques peuvent élargir l'éventail de produits

alternatifs comme les safaris à pied et les excursions de nuit en voiture, car elles n'obéissent pas aux mêmes règles que les AP publiques. Il a été également constaté que certaines AP privées travaillent avec les AP communautaires voisines pour enrichir l'expérience de leurs clients d'un aspect culturel (« *star beds* » dans l'Ewaso par exemple), tandis que ces dernières peuvent offrir à leurs hôtes une meilleure expérience de la faune *via* les AP publiques ou privées.

Un autre niveau de synergie économique tient aux impôts acquittés par les AP privées, qui bénéficient à l'État (et donc indirectement aux AP publiques) et abaissent le coût global de la conservation pour le Kenya. Cependant, certains se demandent si les AP privées ne devraient pas bénéficier d'incitations fiscales en contrepartie de la protection de la biodiversité nationale qu'elles assurent. Enfin, les personnes interrogées s'accordent à penser que l'État, à travers les AP publiques, a beaucoup investi dans la marque et dans l'image du Kenya pour en faire une destination touristique privilégiée. Cela permet des économies d'échelle dans les actions de marketing et de publicité destinées à développer l'image de destination touristique internationale des régions : les AP non publiques bénéficient de la marque « Kenya » travaillée par l'État et offrent à leur tour plus de surface de sorte que les activités touristiques couvrent des zones plus vastes et accroissent les bénéfices.

Ces différentes caractéristiques font que les touristes sont au final plus nombreux à venir au Kenya. Or, le tourisme étant considéré comme un des principaux facteurs déclencheurs des initiatives de conservation, un fort potentiel touristique peut contribuer directement et indirectement à de meilleurs résultats écologiques à long terme.

Dimension du financement

Des additionnalités ont été détectées en matière de financement : les acteurs rencontrés soulignent ainsi qu'une combinaison d'AP différentes permet à celles-ci et à l'ensemble du secteur de la conservation d'accéder à des sources de financement plus diversifiées (philanthropie, ONG, fonds publics, entreprises) et d'accroître ainsi la résilience financière et le montant potentiel des fonds disponibles pour la conservation. Les AP privées de l'Ewaso, par exemple, ont des facilités d'accès au secteur des entreprises et à des réseaux personnels étendus à travers lesquels elles peuvent trouver des financements. Les ONG travaillent pour leur part plus souvent avec les AP communautaires. Elles les aident à obtenir des subventions et à renforcer leur propre capacité à générer des revenus pour garantir leur viabilité financière.

L'enjeu du financement donne également lieu à de multiples synergies entre les différents types d'AP. La présence d'une combinaison d'AP permet par exemple à chacune d'entre elles de présenter un meilleur dossier pour lever des fonds. Dans l'Ewaso par exemple, les gestionnaires d'AP privées et communautaires déclarent qu'ils parviennent à obtenir des financements parce qu'ils montrent qu'ils soutiennent les efforts de conservation des AP publiques en augmentant la connectivité et en réduisant notamment les pressions sur les AP publiques. Ils bénéficient du statut des AP publiques, reconnues comme des outils de conservation efficaces. En outre, certaines AP privées se sont beaucoup investies pour soutenir les efforts de recherche de financement des AP communautaires. Elles ont alors constaté avoir plus de facilités à lever des fonds pour elles-mêmes, notamment lorsqu'elles ciblent les fonds de développement. Enfin, les AP non publiques bénéficient du financement des AP publiques lorsque celui-ci est affecté au développement du secteur dans son ensemble. Un des exemples cités par les personnes interrogées est l'investissement des AP publiques dans le développement de compétences, par exemple en planification stratégique et en surveillance écologique, dont d'autres AP se serviront. Le secteur tout entier bénéficie de l'investissement du *Kenyan Wildlife Service* (KWS – l'agence publique chargée de la faune et des parcs nationaux au Kenya) dans la formation de ses personnels qui travaillent dans tous les types d'AP. L'amélioration des ressources du KWS conforte le cadre de travail des AP non publiques, sous réserve que les fonds soient correctement investis.

Dimension législative

D'un point de vue législatif, dans l'Ewaso, les personnes interrogées pensent que grâce à la présence de différents types d'AP, un plus grand nombre de personnes peut s'impliquer dans la conservation de la biodiversité, ce qui élargit la teneur des perspectives et les points de vue. Cette forme d'additionnalité conduit à un meilleur soutien aux AP et à la tenue de débats plus actifs, avec à la clé un renforcement du cadre juridique et réglementaire concernant la faune et aux AP.

Par ailleurs, la présence de différents types d'AP dans un paysage diversifie les « voix » qui font pression pour obtenir une modification de la législation et légitiment l'ensemble du secteur. Les personnes interrogées ont indiqué, par exemple, que les AP non publiques comptent sur le personnel des AP publiques pour faire respecter la loi. En effet, la présence de l'AP publique dans un paysage implique une présence active des services de répression nationaux, ce qui décourage les activités illicites dans l'ensemble du réseau. En tant qu'entité publique, le KWS est mieux armé pour gérer des problèmes fondamentaux et sensibles comme l'empiètement illégal. Il semble aussi que les aires non publiques dépendent des aires publiques pour accéder aux

outils et aux pouvoirs publics mais qu'elles peuvent se servir de celles-ci pour se faire entendre de l'État. En contrepartie, les aires publiques peuvent bénéficier du militantisme local et du soutien local à d'ambitieuses politiques de conservation. En outre, les AP non publiques relaient à l'autorité chargée des aires publiques les points de vue locaux nécessaires à l'ancrage des processus politiques et décisionnels nationaux dans les réalités locales.

Dimension de gestion

En ce qui concerne la dimension managériale, pour les personnes interrogées, la présence d'une combinaison d'AP différentes en réseau crée de nouvelles opportunités d'emploi, de formation et d'évolution professionnelle. Dans l'Ewaso par exemple, les AP communautaires offrent des débouchés aux populations locales qui s'intéressent à la conservation, parlent la langue requise et ont une bonne connaissance du milieu local. Ceux qui ont plusieurs années d'expérience et des compétences appliquées spécifiques peuvent pour leur part chercher du travail dans les AP privées. Les AP publiques quant à elles, tendent à offrir des carrières plus sûres et des perspectives de travail plus globales. Il ressort également des entretiens que la passion, la motivation et l'appropriation sont des ingrédients essentiels d'une bonne gestion des AP et de résultats écologiques. En offrant davantage de débouchés professionnels, la combinaison d'AP crée aussi plus d'opportunités pour les personnes motivées souhaitant développer leur passion.

L'étude montre également que la présence de différents types d'AP génère d'importantes synergies de gestion. Dans l'Ewaso par exemple, des personnes ont déclaré que les réseaux d'information et de sécurité des différents types d'AP se complètent. La présence de rangers employés par l'État et de rangers privés ou communautaires sécurise la biodiversité et la population locale en général. Les gardes communautaires non armés qui gèrent les AP communautaires comptent sur les rangers publics armés pour contrer, et si nécessaire arrêter, les criminels dangereux. Toutefois, les patrouilles dans les AP communautaires sont mieux acceptées lorsqu'un des membres est originaire de la communauté. Un autre type de synergie cité à propos des enjeux de gestion tient à la réactivité et à la flexibilité spécifique des AP privées qui permettent d'apporter des réponses rapides et efficaces à certains problèmes que peuvent rencontrer d'autres types d'AP. Des gestionnaires d'une AP publique nous expliquaient ainsi faire appel aux AP privées lorsqu'elles étaient face à une urgence (par exemple en ce qui concerne la sécurité d'espèces en danger) en raison de la complémentarité de leurs ressources, de leurs compétences techniques et de leurs modes de fonctionnement. Dans l'ensemble, les acteurs estiment que les spécificités des trois types d'AP permettent par synergie un système de gestion plus efficace et plus économique.

Dimension sociopolitique

La pérennité des AP dépend de soutiens sociaux et politiques. Notre recherche montre que la présence de différents types d'AP crée une additionnalité en augmentant le nombre de personnes concernées et en élargissant ainsi le réseau de soutien, de relations et d'influence en faveur des AP, ce qui peut accroître leur acceptabilité et leur légitimité globales.

Des synergies sont également à l'œuvre. Dans l'Ewaso par exemple, des personnes interrogées ont déclaré que la présence d'AP communautaires au sein d'un réseau renforce le soutien politique apporté aux AP en général. Toujours dans l'Ewaso, on estime que les AP privées sont politiquement plus vulnérables que les autres mais elles sont généralement bien considérées par les partenaires internationaux, qui les jugent efficaces et bien gérées. Les AP publiques peuvent être critiquées par la population locale car elles limitent l'accès et l'utilisation des ressources naturelles au sein de leur périmètre. Néanmoins, elles peuvent contribuer à renforcer le soutien à la conservation aux échelles nationale et internationale grâce à d'étroites relations gouvernementales, à des processus nationaux de définition des politiques et à des efforts nationaux pour toucher des partenaires plus locaux. Ces synergies aident à maintenir l'intérêt national pour le secteur des AP et ce faisant à tenir tête face à d'autres secteurs pouvant menacer la biodiversité.

La complémentarité environnementale inter-dimensions

Au-delà de la complémentarité environnementale *interne* à chacune des six dimensions que nous venons d'illustrer, notre recherche fait également apparaître une intéressante complémentarité entre ces dimensions. L'étude de cas de l'Ewaso a en effet souligné les avantages particuliers des différents types d'AP et montré en quoi il importe d'inclure chacun d'entre eux au sein du réseau (cf. tableau 6).

Ainsi, les AP communautaires sont jugées importantes en raison de leur légitimité sociale. Si elles ne sont pas toutes gérées avec le même degré de professionnalisme, le soutien global qu'elles reçoivent de la communauté implique qu'en cas de besoin, elles peuvent mieux résister aux chocs et aux pressions externes. En outre, parce qu'elles sont sources de bénéfices économiques pour la communauté – sous forme d'emplois et de revenus – elles peuvent susciter de l'intérêt pour la biodiversité et la conservation. Cependant, elles ne sont pas suffisantes en elles-mêmes. Bien que leurs bénéfices économiques soient reconnus, il n'est pas certain, si des opportunités économiques plus intéressantes apparaissaient, que la conservation serait perçue comme une utilisation optimale des terres. Leurs difficultés à obtenir une reconnaissance juridique – même s'il est vrai que la situation évolue – représente également

une menace pour leur stabilité et leur longévité, tout comme leur manque d'accès à des sources de financement pérennes. En outre, en raison de leur nature communautaire, leurs processus décisionnels peuvent être longs et elles peuvent donc tarder à réagir à des situations critiques.

Les AP privées de l'Ewaso sont au contraire particulièrement appréciées pour leur souplesse et leur réactivité aux situations nouvelles. Elles ont prouvé leurs performances en matière de conservation de la faune et donnent une image de bonne gestion. Elles sont généralement innovantes, disposent de bonnes connexions avec le marché et sont prêtes et aptes à prendre des risques. Les acteurs rencontrés considèrent qu'elles savent obtenir des financements – souvent en raison de réseaux personnels et commerciaux ainsi que de l'investissement personnel de leurs propriétaires. Elles génèrent donc des fonds pour la conservation, mais elles paient aussi des impôts à l'État en tant qu'entreprises, ce qui produit des recettes supplémentaires pour celui-ci. En outre, elles sont considérées comme de bons voisins pour les communautés locales au sein desquelles elles conduisent des programmes de sensibilisation, créent des débouchés pour des entreprises locales et renforcent la sécurité. Cependant, comme les aires communautaires, elles ne sont pas jugées suffisantes en elles-mêmes, notamment parce qu'elles ne sont pas assez nombreuses et de dimension suffisante pour être durable d'un point de vue écologique. Par ailleurs, il a été souligné, qu'appartenant à des personnes privées, elles ne recueillent pas le soutien sociopolitique, la légitimité sociale dont bénéficient les AP communautaires. Enfin, les personnes interrogées pensent que leurs objectifs peuvent changer au gré des choix de leur propriétaire ou en cas de changement de propriétaire.

Les AP publiques, quant à elles, ne sont pas jugées sujettes à de brusques revirements d'objectifs étant donné leur mission politique de conservation ainsi que celle du KWS. Elles garantissent donc une sécurité continue, à long terme, des objectifs de conservation à l'échelle nationale – au moins en termes politiques, car l'engagement sur le terrain ne suit pas toujours. Elles constituent aussi l'épine dorsale du tourisme kenyan, lequel crée des emplois et des débouchés commerciaux. Elles contribuent significativement au PIB et aux recettes d'exportation jugées critiques pour le développement économique à long terme du pays. Quant à leurs inconvénients, on cite leur manque de soutien populaire – même si les réserves (qui sont gérées par les collectivités locales plus que par le KWS) autorisent un certain niveau d'utilisation et sont donc plus soutenues. Une autre limite tient au niveau insuffisant des ressources affectées à leur gestion et donc les médiocres performances de nombre d'entre elles en matière de conservation.

Tableau 6 Complémentarité inter-dimensions : forces et faiblesses génériques des différents types d'AP dans l'Ewaso.

Type d'aire protégée	Attributs
Aires protégées communautaires	Raisons pour lesquelles elles sont importantes... • Résistance aux chocs ; légitimité de la population • Représentent la masse ; bien qu'elles ne soient pas toujours bien gérées, leur masse critique les rend résilientes • Solide soutien politique • Confèrent de l'intérêt à la conservation et à la faune (bénéfices économiques, emplois et revenus) • Ce sont les « yeux » des autres aires protégées/bonnes sources d'informations ...mais non suffisantes • Risque que la conservation soit abandonnée pour un autre secteur économiquement plus compétitif • Processus décisionnel long • Gouvernance médiocre • Peu de ressources
Aires protégées privées	Raisons pour lesquelles elles sont importantes..... • Souples et réactives • Résultats éprouvés en matière de conservation de la faune • Gérées comme des entreprises, efficaces • Accès à de bonnes compétences techniques, sécurité • Innovantes, liens avec le marché, peuvent prendre des risques • Accès à des ressources (humaines et financières) à travers leurs réseaux professionnels et personnels • Offrent des formations ...mais non suffisantes • Perçues comme extérieures à la communauté, moins de soutien politique • Pas encore parfaitement reconnues • Changement d'objectifs possible en cas de changement de propriétaire • Ne peuvent pas être de taille suffisante pour être durables ...

...

Type d'aire protégée	Attributs
Aires protégées publiques	Raisons pour lesquelles elles sont importantes... • Sources de connaissances • Dédiées à la conservation, ont l'obligation de conserver la biodiversité du Kenya • Offrent des refuges à la faune (en théorie pas de perturbations humaines) • Sources de légitimité pour le secteur • Contrôle et pouvoirs • Soutien politique (au niveau politique, pas toujours sur le terrain) • Statut d'institutions, respectées • Garantissent le maintien de l'intérêt national • Réserves, parce qu'elles sont le bras communautaire de l'État ; ont donc plus de soutien social que les parcs nationaux, bien qu'ils soient publics. ...mais non suffisantes • Rigides, non réactives • Pas toujours en prise avec le terrain ; n'ont pas toujours le soutien de la population • Mauvaise gestion • Les politiques peuvent changer, avec à la clé moins de ressources et une mauvaise gestion, ce qui nuit à la biodiversité

Source : auteurs.

Discussion – Conclusion

Les résultats présentés ici sont sources d'importantes implications à la fois pour la conservation de la biodiversité, considérée comme une action stratégique à renforcer, et pour les bailleurs, qui souhaitent accroître l'efficacité de leurs investissements de soutien aux AP.

Nos travaux montrent tout d'abord que la polarisation fréquente du débat, consistant à plaider pour un modèle d'AP plus que pour un autre, est stérile et pourrait même freiner le développement d'un réseau efficace d'AP. Ils indiquent qu'il est au contraire nécessaire et utile de dépasser ces controverses caricaturales et d'encourager un débat centré sur la complémentarité des AP plus que sur le fait de savoir quel serait le meilleur modèle.

Nos recherches soulignent plus précisément le rôle important, souvent sous-estimé, des AP publiques. Toutes les parties prenantes consultées les considèrent comme un pilier central de la conservation. Cependant, bien qu'essentielles, elles demeurent insuffisantes à elles seules et, quoiqu'il en soit, elles sont rarement le seul type d'AP présentes dans un paysage d'une certaine échelle. Nous avons montré que d'autres types d'AP peuvent alors être analysés comme un soutien aux AP publiques plus que comme une alternative ou un substitut. Nos travaux montrent que la diversité des AP doit être considérée comme un avantage et une source de bénéfices pour la conservation. Il est évidemment nécessaire et utile de renforcer l'efficacité de chaque type d'AP. Mais nos recherches soulignent qu'il est important, pour les interventions de conservation et la réflexion dans ce domaine, de considérer systématiquement le réseau d'AP comme un tout. À cet égard, nos travaux montrent qu'il existe un éventail complexe de complémentarités entre les AP communautaires, publiques et privées. Les différences entre les différents types d'AP en termes de capacité de gestion, de compétences du personnel, d'acceptabilité sociale, d'accès aux ressources financières, de produits touristiques, de ressources écologiques, etc. constituent des facteurs d'additionnalités et de complémentarités synergiques qui contribuent à renforcer l'ensemble du secteur des AP, ainsi que sa résilience et sa capacité à produire des résultats écologiques.

En outre, cette étude nous invite à ne pas nous cantonner à une vision restrictive des outils de gestion environnementale, mais au contraire à élargir nos perspectives. Quelle que soit la catégorie d'outils considérés, les AP dans notre cas, elle se décline en de multiples versions, inhérentes à la pluralité et à la diversité des contextes dans lesquels les outils sont utilisés. Aucun outil n'est intrinsèquement meilleur ou pire qu'un autre. Comme le montrent nos travaux, cette diversité des outils, ici la diversité des AP, produit des complémentarités économiques, sociales, législatives, managériales et sociopolitiques qui contribuent toutes à renforcer les résultats écologiques.

Nos travaux montrent aussi qu'opposer les outils réglementaires (ici les AP publiques) aux outils économiques (comme les AP privées) et/ou aux outils plus participatifs (comme les AP communautaires) est d'un intérêt limité dans le contexte de la gestion de l'environnement. En effet, les frontières entre les outils de gestion sont floues. Les catégories d'AP – publiques, privées et communautaires – que nous avons considérées sont en réalité elles-mêmes diversifiées. Dans l'Ewaso par exemple, les AP privées appartiennent en général à des individus, tandis que dans le Mara, elles peuvent former des coalitions de centaines de propriétaires fonciers qui partagent de nombreuses caractéristiques avec les AP communautaires. La catégorie des AP publiques, quant à elle, comprend les AP gérées par l'État mais aussi par les collectivités

territoriales. De plus, au Kenya comme ailleurs, le *propriétaire* du terrain n'est pas nécessairement le *gérant* de l'AP, même si cela a été globalement le cas dans notre étude. Aussi utiles soient-elles, les classifications demeurent trop rigides pour rendre compte de la complexité de la réalité. Elles doivent être considérées avec nuance et leurs caractéristiques doivent reposer sur les spécificités du contexte dans lequel elles sont étudiées. Mais ce qui semble très clair, c'est qu'un outil ne prend son sens que s'il est envisagé dans le contexte d'une stratégie globale. En dernier ressort, ce sont bien les relations entre différents types d'outils qui permettent d'atteindre les résultats écologiques.

Nous pensons que ces éléments offrent des bases prometteuses pour mieux penser les politiques publiques relatives aux AP, mais aussi de nouvelles bases de réflexion et d'action pour tous les acteurs intervenant directement dans la gestion et le développement attendu des AP. Dans un contexte où l'un des objectifs Aichi (n° 11) vise à accroître la surface des AP d'ici 2020, il nous semble que la notion de complémentarité, utilisée de manière associée à un objectif de surface, pourrait favoriser au final l'obtention de meilleurs résultats écologiques.

En ce qui concerne plus spécifiquement les bailleurs, la complémentarité peut aussi les aider à financer des réseaux d'AP de manière plus stratégique et plus efficace. Notre recherche jette les bases d'une approche de type diagnostic, qui a vocation à éclairer les processus décisionnels et stimuler le dialogue avec les partenaires. Elle invite les bailleurs à prendre en compte les réseaux d'AP au lieu de considérer les AP individuellement au cas par cas. Elle offre un cadre testé et validé pour identifier les forces et les faiblesses d'un réseau d'AP et ce faisant pour identifier des pistes d'amélioration de l'ensemble par des actions ciblées sur des types d'AP stratégiquement choisis ou même sur une seule aire protégée. Nos résultats montrent l'importance de s'inscrire dans cette démarche tout en proposant concrètement une méthodologie fonctionnelle. De même, nos travaux montrent qu'en termes de doctrine, les bailleurs n'ont pas intérêt à favoriser, *a priori*, un type donné d'AP plus qu'un autre. Public, communautaire, privé, public-privé, etc. : chaque modèle peut contribuer positivement au tout. C'est plutôt l'objectif environnemental et la reconnaissance du rôle essentiel des AP qui doivent constituer la doctrine d'un bailleur. Le choix d'une AP ou d'un type d'AP à soutenir doivent être éclairé par le contexte, ses caractéristiques, ses parties prenantes, en tenant compte des objectifs écologiques et des complémentarités existantes. Enfin, il ressort de nos travaux que les bailleurs pourraient chercher à financer des projets pilotes dont l'objectif serait d'améliorer les synergies identifiées à l'intérieur d'un réseau d'AP.

Cela nous amène à envisager d'autres recherches pertinentes à conduire après celle-ci. Bien que notre étude a cherché à combler des lacunes, tous les aspects du sujet n'ont pu être abordés. Notre travail s'est intéressé plus particulièrement aux complémentarités positives existant entre différents types d'AP mais nous n'avons pas étudié en détail leurs potentielles interactions antagonistes. Deux facteurs pourraient notamment nuire à la complémentarité entre différents types d'AP. D'une part, des aires protégées peuvent se retrouver en concurrence économique et financière. Ensuite, la prédominance des facteurs économiques comme principaux facteurs de décision peut conduire à l'affaiblissement du système d'AP en diluant l'objectif central de conservation de la biodiversité. Il apparaît indispensable d'approfondir l'analyse de ces aspects et d'examiner les obstacles possibles à la complémentarité afin d'utiliser efficacement cette notion. Enfin, pour développer les synergies entre différents types d'AP, comme il est proposé *supra* aux bailleurs, il apparaît essentiel de mieux comprendre ce qui permet de les améliorer lorsqu'elles sont identifiées.

Bibliographie

BHAGWAT, A., et C. RUTTE (2006), "Sacred Groves Potential for Biodiversity Management", *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 4, No. 10.

BRUNER, A.G., R.E. GULLISON et A. BALMFORD (2004), "Financial Cost and Shortfalls of Managing and Expanding Protected-Area Systems in Developing Countries", *BioScience*, vol. 54, No. 12.

DUDLEY, N. (dir. pub.) (2008), *Guidelines for Applying Protected Area Management Categories*, UICN, Gland.

ELIOTT, J., H. GIBBONS, D. KING, A. MALLERET-KING et T. LEMÉNAGER (2014), "Exploring Environmental Complementarity Between Types of Protected Areas in Kenya", *Focales* No. 19, AFD, Paris, <http://www.afd.fr/webdav/site/afd/shared/PUBLICATIONS/RECHERCHE/Scientifiques/Focales/19-VA-Focales.pdf>

ÉVALUATION DES ÉCOSYSTÈMES POUR LE MILLÉNAIRE (EM) (2005), *Ecosystems and Human Well-Being: Current State and Trends, Volume 1, Findings of the Condition and Trends Working Group*, sous la direction de Rashid Hassan, Robert Scholes, Neville Ash, The Millennium Ecosystem Assessment Series.

FITZSIMONS, J. et G. WESCOTT (2008), "The Role of Multi-Tenure Reserve Networks in Improving Reserve Design and Connectivity", *Landscape and Urban Planning*, vol. 85, No. 3-4.

FITZSIMONS, J. et G. WESCOTT (2004), "The Classification of Lands Managed for Conservation: Existing and Proposed Frameworks, with Particular Reference to Australia", *Environmental Science and Policy*, vol. 7, No. 6.

FRANKS, L. (2011), *Living with Lions: Carnivore Conservation and Livestock in Laikipia District, Kenya*, écrit pour USAID, dans le cadre du projet Conservation of Biodiverse Resource Areas, contrat 623-0247-C-00-3002-00, Mpala Research Centre Nanyuki, Nanyuki.

GALLO, J., L. PASQUINI, B. REYERS et R. COWLING (2009), "The Role of Private Conservation Areas in Biodiversity Representation and Target Achievement Within the Little Karoo Region, South Africa", *Biology Conservation*, vol. 142, No. 2.

GEORGIADIS, N. J. (2011), "Introduction: Conserving wildlife in Kenya's Ewaso landscape. Smithsonian Contributions to Zoology", in GEORGIADIS, N. (dir. pub.), *Conserving Wildlife in African Landscapes: Kenya's Ewaso Ecosystem*, Smithsonian Institution Scholarly Press, Washington, distribution numérique, http://si-pddr.si.edu/dspace/bitstream/10088/16714/1/SCZ632_Georgiadis_web_FINALrev.pdf

KIBET, S. et C. NYAMWERU (2008), "Cultural and Biological Heritage at Risk: The Case of the Rabai Kaya Forests in Coastal Kenya", *Journal of Human Ecology*, vol. 24, n°4.

KING, A. (2011), "No Reason to Conserve: Exploring the Drivers and Performance of Wildlife Conservation in Kenya", in ABENSPERG-TRAUN, R. DILYS et C. O'CRIDAIN (dir. pub.), *CITES and CBRNRM: Proceedings of an International Symposium on "The Relevance of CBRNRM to the Conservation and Sustainable Use of CITES-Listed Species in Exporting Countries"*, UICN, Gland.

LAIKIPIA WILDLIFE FORUM (LWF) (2012), *Wildlife Conservation Strategy for the Laikipia County 2012-2030*, LWF, Nanyuki.

LAIKIPIA WILDLIFE FORUM (LWF) (2006), "Greater Ewaso Ecosystem map", in KING, J., et D. MALLERET-KING (dir. pub.), *Proceedings of the Ewaso Landscape Planning Workshop*, Mpala Research Centre, Laikipia, Kenya.

MARGULES, C. et S. SARKAR (dir. pub.) (2007), *Systematic Conservation Planning Ecology, Biodiversity and Conservation*, Cambridge University Press, Cambridge.

MARGULES, C. et R. PRESSEY (2000), "Systematic Conservation Planning", *Nature*, 405, pp. 243-253.

MGUMBIA, F. H. et G. OBA (2003), "Potential Role of Sacred Groves in Biodiversity Conservation in Tanzania", *Environmental Conservation*, vol. 30, No. 3.

MOILANEN, A. (2008), "Generalized Complementarity and Mapping of the Concepts of Systematic Conservation Planning", *Conservation Biology*, vol. 22, No. 6.

NELSON, F. (dir. pub.) (2012), *An Analysis of International Law, National Legislation, Judgments and Institutions as they Interrelate with Territories and Areas Conserved by Indigenous Peoples and Local Communities*, Report No. 3 Kenya, Natural Justice: Lawyers for Communities and the Environment in Bangalore and Kalpavriksh in Pune and Delhi (pub), <http://naturaljustice.org/wp-content/uploads/pdf/ICCALegalReviewKENYA.pdf>

ORGANISATION DES NATIONS UNIES (ONU) (2013), *Objectifs du Millénaire pour le développement, Rapport de 2013*, compilé par le Groupe inter-institutions et d'experts, coordonné par le Département des affaires économiques et sociales du Secrétariat des Nations unies,

<http://mdgs.un.org/unsd/mdg/Resources/Static/Products/Progress2013/French2013.pdf>

SHAHABUDDIN, G. et M. RAO (2010), "Do Community Conserved Areas Effectively Conserve Biodiversity: Global Insights and the Indian Context", *Biological Conservation*, Vol. 143, 12, pp. 2926-1936.

VANE-WRIGHT, R., C. HUMPHRIES et P. WILLIAMS (1991), "What to Protect? – Systematics and the Agony of Choice", *Biological Conservation*, vol. 55, No. 3.

WESTERN, D., S. RUSSELL et I. CUTHILL (2009), "The Status of Wildlife in Protected Areas Compared to Non-Protected Areas of Kenya", *PLoS One*, vol. 4, e6140.

WHITE, A. et A. MARTIN (2002), *Who Owns the World's Forests? Rights and Resources Initiative*, Washington, D.C.

* * *

2.2. L'efficacité d'une ligne de crédit environnementale en Égypte : synergies entre incitation marchande et réglementation contraignante ^[53]

Damien KRICHEWSKY et Tiphaine LEMÉNAGER

2.2.1. La finance verte, nouvel Eldorado de l'aide environnementale

Parmi les multiples incarnations du projet mondial de développement durable, la « finance verte » gagne en ampleur et en visibilité. Visant à la fois l'évitement d'investissements ayant un impact environnemental négatif et la réalisation d'investissements ayant des retombées environnementales positives, la finance verte mobilise une constellation hétérogène d'institutions, de dispositifs, d'acteurs et de pratiques autour d'un objectif général commun : mettre le secteur de la finance au service d'objectifs tels que la réduction des pollutions, la préservation de la biodiversité et des ressources naturelles, ou encore la réduction des émissions de gaz à effet de serre (Köhn, 2012). En cela, la finance verte se distingue par le caractère indirect des contributions visées : elle entend agir en amont de l'économie dite « réelle », à travers une réorientation des flux financiers en direction d'activités à vertu environnementale (Helleiner, 2011).

Dans un contexte où les enjeux de préservation de l'environnement dans les pays du Sud gagnent en importance sur l'agenda stratégique et dans le portefeuille d'activités des bailleurs de fonds (Rist, 2012 ; Hicks *et al.*, 2008 ; Jacquet et Loup, 2009 ; Buntaine et Parks, 2013 ; Ohara, 2005), ces derniers se montrent sensibles aux promesses de la finance verte, en particulier dans le secteur bancaire. En effet, de nombreux travaux de référence présentent les banques commerciales comme un levier efficace du développement durable (International Finance Corporation, 2007 ; Bouma *et al.*, 2001 ; Köhn, 2012 ; Scholtens, 2006 ; Kiernan, 2009 ; Green Growth Action Alliance, 2013 ; PNUE, 2011). Outre la prise en compte de paramètres environnementaux dans leurs dispositifs de gestion des risques, ainsi que la constitution d'une offre de placements financiers « socialement responsables » intégrant des critères de sélection environnementaux, les banques peuvent adapter leur offre de crédits afin de financer des projets d'investissement dont les vertus environnementales s'accompagnent d'exigences techniques et financières particulières. Pour autant, bien que la finance verte soit considérée non seulement comme écologiquement prometteuse mais aussi comme un gisement d'affaires profitables pour les banques (International Finance Corporation, *ibid.*), de nombreux obstacles en freinent

[53] Ce texte est issu d'une recherche financée par l'AFD en 2012-2013 (Krichewsky et Leménager, 2015).

le développement : « La plupart des banques commencent à peine à intégrer des facteurs environnementaux à leurs procédures internes et n'offrent que peu de produits financiers dans ce domaine, car elles estiment que d'autres opportunités offrent de meilleurs rendements. La finance environnementale souffre de trois manques gênant la mise en relation entre l'offre et la demande : un manque d'outils, un manque de fonds et un manque de conditions adéquates. Associés à des connaissances insuffisantes, des capacités institutionnelles déficientes, ainsi que des coûts d'opportunité et de lancement élevés, ces manques constituent un défi pour les institutions financières souhaitant investir dans le secteur de la finance environnementale. » (Lindlein, 2012: 1 ; traduction des auteurs)

Ces obstacles sont particulièrement saillants dans les secteurs bancaires des pays du Sud, de sorte que l'implication des banques commerciales dans le complexe « finance verte » reste largement concentrée dans les pays de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) (cf. Köhn, 2012 ; Park et Kowal, 2012). Pour les bailleurs de fonds, mus par la recherche constante de nouveaux champs et outils d'intervention, cette combinaison entre opportunités promises et obstacles à lever ouvre un horizon attractif pour concevoir et mettre en œuvre des projets de promotion de la finance verte dans les pays du Sud. C'est le cas des projets de lignes de crédit environnementales (LCE), qui se sont multipliés au cours des quinze dernières années. Ces projets consistent, pour les bailleurs, à transférer des ressources techniques et financières (sous forme de prêts et de subventions) à des banques du Sud afin de renforcer leurs capacités à financer à crédit des investissements à valeur environnementale. Dès la fin des années 1990, la Banque mondiale a ainsi mis en place des LCE dans plusieurs pays (Égypte, Inde, pays d'Europe centrale et orientale...) pour aider des banques à financer des investissements de réduction des pollutions industrielles. De même, la banque de développement allemande KfW a utilisé des LCE pour soutenir, par intermédiation bancaire, l'investissement d'entreprises dans des stations de traitement des eaux, ou encore dans l'efficacité énergétique, dans plusieurs de ses régions d'intervention (Amérique latine, Asie, Maghreb, Europe centrale et orientale...). À l'AFD, les LCE sont mobilisées de façon croissante depuis le milieu des années 2000 dans le cadre d'une stratégie visant l'accroissement ciblé des partenariats menés avec des acteurs du secteur privé, couplée au respect des engagements environnementaux de la France en faveur de la préservation de l'environnement. En 2009, le total des montants engagés par l'AFD dans des LCE représentait plus de 900 millions EUR, soit environ 14,5 % de ses engagements financiers.

Quels sont les potentiels, les retombées concrètes et les limites de cette forme d'aide environnementale mobilisant la finance verte ? La littérature disponible offre peu d'éléments de réponse à cette interrogation. Les travaux empiriques interrogeant

l'efficacité environnementale de tel ou tel dispositif caractéristique de la finance verte sont rares et se prêtent mal aux généralisations. Aussi ne peut-on inférer de conclusions sur les LCE à partir d'études portant, par exemple, sur les Principes de l'Équateur (Wright, 2012), sur l'inclusion de paramètres environnementaux dans la gestion des risques (Campbell et Slack, 2011 ; Thompson et Cowton, 2004), ou sur les politiques de responsabilité sociétale (RSE) des banques (Gendron, 2007 ; Weber *et al.*, 2012). Les travaux étudiant l'efficacité de l'aide environnementale apparaissent également d'une utilité limitée, notamment parce qu'ils privilégient les analyses quantitatives basées sur les rapports d'évaluation des bailleurs de fonds aux analyses qualitatives approfondies de projets tels que les LCE (Buntaine et Parks, 2013 ; Hicks *et al.*, 2008).

Face à ces lacunes, les analyses présentées ici s'appuient sur une étude empirique réalisée en 2013 en Égypte (Krichewsky et Leménager, 2015). L'étude porte sur l'*Egyptian Pollution Abatement Project II* (EPAP II), une LCE mise en œuvre entre 2006 et 2013 par un consortium de bailleurs de fonds en Égypte pour promouvoir la dépollution industrielle^[54]. De nature et d'ambition exploratoire, elle met l'accent sur l'importance des modalités concrètes de mise en œuvre de projets tels que les LCE. Il ne s'agit donc pas d'évaluer les performances environnementales d'un cas au regard d'indicateurs prédéfinis. L'approche sociologique adoptée ici entend plutôt analyser et comprendre les ressorts de la plus ou moins grande efficacité environnementale de cette ligne de crédit environnementale en révélant les propriétés constitutives du dispositif, les conditions de son déploiement dans un contexte singulier, et les « *dynamiques d'acteurs* » (Friedberg, 1993) qui sous-tendent et structurent sa mise en œuvre.

L'article revient en premier lieu sur les conditions de mise en place du projet EPAP II, puis en décrit la mise en œuvre, avant d'analyser les ressorts et les limites de son potentiel environnemental. Cette étude concrète et détaillée d'un outil de l'aide environnementale encore peu connu permet de dépasser les controverses souvent

[54] L'étude mobilise 42 entretiens semi-directifs, réalisés auprès des acteurs impliqués plus ou moins directement dans le projet EPAP II. L'échantillon comprend 9 entretiens avec des employés du siège de l'AFD, 6 entretiens avec des employés de différents bailleurs de fonds travaillant dans les agences au Caire (1 Banque mondiale, 2 AFD, 2 JICA, 1 KfW), 6 entretiens avec des agents de l'unité de gestion du projet EPAP II au Caire et à Alexandrie, 2 entretiens avec des employés d'autres départements de l'*Egyptian Environmental Affairs Agency*, 4 entretiens avec des employés de banques participantes (2 *National Bank of Egypt*, 1 *National Société Générale Bank*, 1 *Commercial International Bank*), 10 entretiens avec des employés d'entreprises bénéficiant du projet (*Egyptian Starch & Glucose*, *Amreya Cement*, *Suez Cement*, *Abu Qir Fertilizers*, *Crush* et un cluster de 180 briqueteries situé à Arab Abu Saed), et 5 entretiens avec des acteurs plus périphériques (1 *Federation of Egyptian Industries*, 1 *Arab Media Forum for Environment and Development*, 1 *Friends of the Environment Association*). À ces entretiens s'ajoutent des sources documentaires (rapports, notes internes, contenus Internet, articles de presse...) et des observations *in situ*.

idéologiques entourant de tels outils dits de « marché ». Elle montre à la fois le rôle pivot d'acteurs environnementaux non marchands dans le processus, et l'importance d'une étroite coordination entre régulations environnementales contraignantes et dispositifs d'incitation marchands. Elle conduit enfin à souligner les difficultés pour les bailleurs de fonds à pérenniser de telles coordinations vertueuses par-delà les temporalités limitées des projets d'aide environnementale.

2.2.2. La mise en place d'une ligne de crédit environnementale en réponse aux pollutions industrielles égyptiennes

Les objectifs de la ligne de crédit environnementale

La ligne de crédit EPAP II fait suite à un premier projet d'aide environnementale, initié en 1999 par la Banque mondiale et la Banque européenne d'investissement (BEI) en réponse aux problèmes de pollution industrielle dans le delta du Nil. Le choix d'utiliser une LCE procède en partie des caractéristiques du problème visé. Hérités pour beaucoup des politiques volontaristes d'industrialisation menées durant l'ère nassérienne (1952-1970), les équipements industriels égyptiens souffrent depuis plusieurs décennies d'un manque chronique d'investissements. À la vétusté des installations s'ajoute une composition sectorielle dominée par des industries polluantes telles que le textile, les hydrocarbures et la pétrochimie (Cottenet-Djoufelkit, 2011). Or, la forte concentration de la population égyptienne dans le delta du Nil, notamment dans les zones métropolitaines du Caire et d'Alexandrie (rassemblant près d'un tiers de la population et 80 % de l'industrie du pays ; cf. Denis, 2011), accentue les coûts socioéconomiques des pollutions industrielles, estimés en 1999 par la Banque mondiale à 4,8 % du PIB égyptien (Banque mondiale, 2002 et 2005). Dans ces conditions, la mise en place d'une loi environnementale en 1994, associée à des seuils maximums autorisés de pollution et doter le gouvernement d'une agence gouvernementale chargée de veiller au respect des standards, reste insuffisant. En permettant à des banques égyptiennes d'offrir des crédits avantageux aux entreprises publiques et privées désireuses d'investir dans la mise en conformité de leurs équipements, la mise en place d'une LCE par la Banque mondiale et la BEI semble pertinente.

Cette mise en place d'une LCE répond également à une dynamique propre aux bailleurs de fonds, en particulier la Banque mondiale. Sa position de *leader* parmi les bailleurs bi- et multilatéraux, ainsi que sa puissance économique et son influence politique mondiale, reposent en grande partie sur sa capacité à définir les canons de la doctrine *mainstream* du développement, notamment en matière de préservation de l'environnement (Goldman, 2005). Aussi ses projets ont-ils parfois une fonction interne de « laboratoire » permettant de tester de nouveaux outils d'intervention

et, dans le meilleur des cas, d'œuvrer comme « vitrine » permettant d'en démontrer l'efficacité. En l'occurrence, comme l'explique un membre de l'unité égyptienne de mise en œuvre du projet EPAP, « *Pour la banque mondiale, leur objectif avec EPAP est de tester l'usage d'un instrument de marché pour réduire les pollutions. Ils souhaitent amener les banques à financer la dépollution, et ils veulent que les entreprises empruntent pour dépolluer. Cela permet de tester les outils de marché et l'usage d'incitations, étant donné qu'il y a un bonus de 20 % pour les entreprises qui atteignent leur objectif environnemental* »^[55].

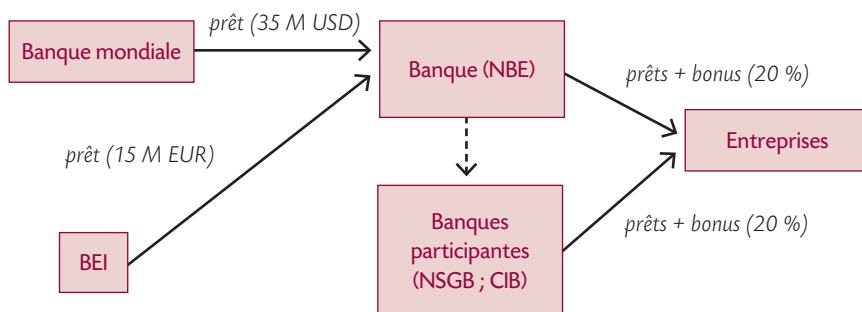
La poursuite d'un projet pilote à succès

Conçue comme un projet pilote, la première ligne de crédit EPAP comprend en 1999 un prêt de 35 millions USD consenti par la Banque mondiale, auquel s'ajoutent un prêt de 15 millions EUR accordé par la BEI et une subvention de 4,5 millions EUR versée par la *Finnish International Development Agency* (FINNIDA) pour financer une assistance technique à la mise en œuvre du projet. Concédés à des taux d'intérêt et sur un calendrier de remboursement plus avantageux que les conditions du marché, les prêts sont mis à disposition d'une banque intermédiaire principale, la *National Bank of Egypt* (NBE), qui doit utiliser ces fonds pour accorder des crédits à des entreprises souhaitant investir dans la réduction de leurs pollutions. Les entreprises candidates sont incitées à participer par la réalisation gratuite d'un audit environnemental de leurs installations, et par la rétrocession de 20 % du crédit accordé sous forme de « bonus » en cas de succès du projet. Les projets éligibles doivent remplir des exigences environnementales prédéfinies^[56] et être situés dans la zone géographique ciblée par le projet (Grand Caire et Alexandrie). Deux banques privées, la *National Société Générale Bank* (NSGB) et la *Commercial International Bank* (CIB), contribuent au projet en opérant « en cascade » selon les mêmes conditions que la NBE (voir schéma 5).

[55] Traduction, par les auteurs, de la citation originale : *"For the World Bank, their objective with EPAP is to test market-based instruments for pollution abatement. They want to get the banks to finance pollution abatement, and they want companies to borrow money to invest in pollution abatement. This is testing the market-based instrument, and also incentives, as there is the 20% bonus for companies who achieve the environmental targets"*.

[56] Au minimum, les prêts financés aux entreprises par EPAP doivent permettre une réduction de 50 % des pollutions visées, ainsi que l'adoption d'un plan de mise en conformité environnementale dont les termes sont négociés entre l'entreprise et les autorités environnementales égyptiennes.

Schéma 5 Montage financier du projet EPAP I



Source : auteurs.

À ce volet financier s'ajoute un volet technique, opéré par une unité de gestion du projet (UGP). Intégrée à l'*Egyptian Environmental Affairs Agency* (EEAA), qui constitue le bras exécutif du ministère de l'Environnement, cette unité comprend essentiellement un directeur et un manager, une équipe d'une dizaine de spécialistes environnementaux chargés du suivi des projets financés par la LCE, et un assistant technique spécialiste de l'environnement. Les rôles principaux de l'UGP sont (i) de participer, avec la NBE, à faire connaître le projet EPAP auprès des entreprises situées dans les zones ciblées par le projet, (ii) d'aider les entreprises, sur le plan technique, à concevoir des projets susceptibles d'être financés par EPAP II, (iii) d'accompagner les entreprises dans la réalisation des projets d'investissement sélectionnés, et enfin, (iv) d'évaluer les résultats environnementaux des investissements en vue d'autoriser (ou non) le versement du bonus de 20 % par la banque. En outre, une partie des ressources de l'assistance technique est allouée au renforcement des capacités de l'EEAA, notamment en matière d'inspection des usines.

Clôturé en 2005, le projet EPAP aura cofinancé 25 investissements de dépollution, réalisés par 21 entreprises. Les acteurs impliqués (bailleurs, NBE et autorités égyptiennes) considérant EPAP comme un succès, des réunions menées dès 2005 aboutissent à la décision de poursuivre le projet par un second. À cette occasion, l'AFD et la JICA rejoignent la Banque mondiale et la BEI, portant le montant total de la ligne de crédit EPAP II à l'équivalent de 160 millions USD (142 millions EUR aux taux de 2006). En dehors du nombre accru des bailleurs de fonds impliqués, et du montant supérieur alloué, EPAP II reproduit dans l'ensemble les caractéristiques d'EPAP I. Le projet comporte également des ressources allouées au renforcement de l'EEAA, par exemple au niveau des procédures d'études d'impact environnemental qui conditionnent la délivrance d'autorisations environnementales pour de nouveaux projets

d'investissement, ou encore, à travers la mise en place d'un manuel d'inspection par secteurs d'activité et d'un système d'information environnementale renseignant une base de données sur les pollutions industrielles en Égypte.

2.2.3. Les conditions de mise en œuvre d'EPAP II : la finance verte « au concret »

En mars 2014, 35 projets d'investissement bénéficiaient (ou avaient bénéficié) d'un financement par EPAP II, portés par 27 entreprises, dont un groupement de 200 briqueteries. Le montant total des investissements, qui comprend 175 millions USD de crédits EPAP II et les apports des entreprises participantes, était estimé à environ 320 millions USD. Parmi ces investissements, on compte notamment plusieurs projets visant la réduction des émissions de poussière par des cimenteries, la conversion d'usines du mazout au gaz naturel, l'installation de stations de traitement des eaux, des projets plus particuliers tels que la mise en place d'une unité de récupération de solvants, ainsi que la réhabilitation et, dans un cas, la contribution au remplacement de lignes de production polluantes. Comment le dispositif EPAP II exposé plus haut fonctionne-t-il concrètement en amont et autour de ces réalisations ?

Trois principaux volets structurent la mise en œuvre de la LCE, à savoir (i) la stimulation de demandes de prêts par les entreprises visées, (ii) la réalisation des projets d'investissement financés, et enfin, (iii) la conduite d'ensemble du dispositif par les acteurs responsables du pilotage du projet.

Susciter des demandes de prêts par les entreprises ciblées

Les LCE ayant pour principale ambition d'encourager le financement d'investissements à valeur environnementale, leur capacité à susciter la soumission de projets éligibles par des entreprises intéressées est une condition nécessaire à leur fonctionnement. Or, alimenter le « pipeline » en projets (pour reprendre l'expression utilisée dans le jargon professionnel) active des enjeux différenciés auprès des acteurs participants. Pour les bailleurs de fonds, il s'agit d'abord de veiller au décaissement des fonds alloués à la LCE selon un calendrier préétabli. Le rythme de décaissement, ainsi que l'utilisation de l'ensemble des fonds avant la clôture du projet, comptent en effet parmi les principaux indicateurs utilisés par le système de gestion interne des bailleurs de fonds pour évaluer les performances de leurs projets. Pour l'UGP, des demandes de prêt insuffisantes signeraient l'échec de la ligne de crédit, empêchant de ce fait l'éventualité d'une poursuite de la série « EPAP ». Veiller à l'alimentation du pipeline constitue donc non seulement l'une des missions de l'UGP, mais aussi une condition de son existence. Quant aux trois banques participantes, les demandes

de financements déposées par les entreprises sont la source des avantages commerciaux qu'elles retirent du projet, que ce soit par la satisfaction des besoins de leurs clients, par l'introduction de nouveaux clients dans leur portefeuille, ou encore par la réalisation de profits issus des prêts et de la facturation des frais bancaires associés.

À première vue, les LCE mobilisent des conditions financières avantageuses de crédits comme principal levier d'incitation visant à susciter des candidatures de projets éligibles. Le cas d'EPAP II révèle toutefois des mécanismes plus complexes : en pratique, les demandes éligibles de prêts EPAP II sont le fruit d'un travail collectif important réalisé par les porteurs du projet. Ce travail vise, par exemple, l'information aux entreprises à travers la presse, et l'organisation de séminaires auxquels les entreprises des zones ciblées par le projet EPAP II sont invitées. Lors de ces rencontres, des responsables de l'UGP et de la NBE présentent les modalités de fonctionnement de la LCE aux entreprises et en vantent les avantages à la lumière de « *success stories* ». À cela s'ajoute le marketing réalisé par la NBE, qui forme ses agents commerciaux à la promotion de la ligne de crédit auprès des clients. L'échange informel d'informations entre la banque et l'UGP accentue l'efficacité de ce marketing en permettant de mieux cibler les entreprises susceptibles d'être intéressées par la LCE.

Mais surtout, l'alimentation du pipeline d'EPAP II repose sur le renforcement des contraintes auxquelles les entreprises sont exposées. Outre un durcissement des réglementations environnementales, introduit en 2009 par les autorités égyptiennes sous les encouragements de la Banque mondiale, les contrôles se multiplient grâce au renforcement des capacités de l'agence environnementale EEAA, auquel les projets EPAP I et II ont directement contribué. Les probabilités d'amendes coûteuses et de menaces de fermeture d'installations pour non-conformité contribuent donc à créer le problème auquel la ligne de crédit propose de répondre sous la forme de ressources financières et techniques attractives. Concrètement, ce sont souvent les inspecteurs eux-mêmes qui suggèrent aux entreprises d'envisager un prêt EPAP II pour mettre leurs installations en conformité. En outre, les banques participantes ont souvent peu de mal à convaincre ces entreprises de déposer un projet, une levée des amendes environnementales pour les entreprises participantes et la promesse d'un soutien technique s'ajoutant à la perspective du bonus de 20 %. La LCE permet donc de susciter, d'accélérer ou d'amplifier, suivant les cas, les décisions d'investissement d'entreprises dans des équipements de dépollution.

Dans ces conditions, la ligne de crédit fait l'objet de nombreuses candidatures éligibles, dont le total cumulé représentait environ 250 millions USD en 2013, soit plus que la ligne de crédit ne peut financer. La capacité des acteurs impliqués à reconstruire

le « pipeline », suite au retrait brutal de plus de la moitié des projets candidats en 2008-2009, dans un contexte de crise économique et financière, témoigne de la solidité du dispositif. L'absence d'effets significatifs de la révolution égyptienne sur le « pipeline » d'EPAP II fournit une autre illustration de sa résistance : si la fermeture des banques durant quelques semaines, en 2011, retarde la réalisation d'investissements en cours, le nombre de projets dans le pipeline continue de croître, en dépit de la conjoncture économique et sociopolitique égyptienne mouvementée.

Réaliser les projets d'investissement sélectionnés

Une fois sélectionnés par les banques et l'UGP, en fonction notamment d'un système de priorisation formalisé ^[57], les projets d'investissement suivent un parcours type de mise en œuvre.

La conception et la mise en œuvre des projets d'investissement par les entreprises ayant choisi de participer à la LCE font ressortir le rôle pivot de l'UGP. Ses spécialistes environnementaux, épaulés par une direction et un assistant technique compétents et impliqués, aident les entreprises à concevoir des projets performants sur le plan environnemental et, dans la mesure du possible, rentables. Les membres de l'UGP assurent également un suivi rapproché au fil de la mise en œuvre des projets d'investissement, à tel point que plusieurs chargés de projet dans les entreprises les décrivent comme l'équivalent d'excellents consultants ou même d'employés. Ce soutien à la mise en œuvre des projets s'étend à la gestion, parfois difficile, des relations que les entreprises entretiennent avec d'autres acteurs de la LCE. C'est notamment le cas de la Banque mondiale, dont les exigences procédurales en matière d'appels d'offre entraînent souvent des difficultés pour les entreprises et des retards importants dans la réalisation des projets. C'est également le cas des banques, qui semblent ne pas toujours répondre aux besoins des entreprises financées. L'appui que fournit l'UGP aux entreprises pour dénouer ces multiples problèmes instaure une dynamique constructive dans les relations des entreprises participantes aux autorités environnementales. Ces dernières ne sont plus perçues comme la source d'exigences coûteuses, qu'il s'agit d'écarter par l'usage de déclarations faussées et d'investissements environnementaux symboliques. Elles deviennent un aiguillon et un soutien permettant aux entreprises de réaliser des progrès environnementaux substantiels dans des conditions financières supportables, voire bénéfiques.

[57] Treize paramètres distinguent les projets selon le type de pollution visée et les volumes de réduction envisagés, le rapport coût économique/impacts environnementaux de l'investissement, les gains de productivité entraînés, le caractère plus ou moins innovant du projet, ou encore le temps requis à la mise en œuvre du projet.

Piloter la mise en œuvre de la ligne de crédit environnementale

Le fonctionnement de la LCE exige également un travail de pilotage et de gestion du dispositif d'ensemble impliquant essentiellement les bailleurs de fonds, l'UGP et la banque principale, à savoir la NBE. Au sein de ce triptyque, le rôle de cofinanceurs assure aux bailleurs de fonds des prérogatives et un droit de regard sur l'ensemble du projet. La NBE et l'UGP doivent leur rendre des comptes, en fonction desquels les bailleurs, dotés d'une influence significative sur les autorités environnementales égyptiennes, sont susceptibles de requérir des ajustements du dispositif. Les bailleurs sont également à même d'autoriser (ou non) le financement de projets ne correspondant pas aux critères d'éligibilité préétablis. En pratique, toutefois, l'implication et l'efficacité de l'UGP dans la gestion de la LCE conduisent les bailleurs à gérer le projet à distance, et à suivre l'UGP dans ses propositions de financer tel ou tel autre projet exceptionnel.

Seul le rythme du décaissement progressif des fonds alloués par les bailleurs aux banques intermédiaires pose problème. Les modalités du décaissement varient selon les bailleurs. La BEI et l'AFD décaissent leurs prêts selon un système de tranches, chaque tranche étant versée à la NBE quand celle-ci a utilisé 70 % de la tranche précédente. La Banque mondiale et la JICA décaissent, pour leur part, leurs prêts en remboursant les banques intermédiaires dès qu'une entreprise a puisé dans son crédit pour payer un fournisseur. Chaque utilisation de la ligne de crédit par une entreprise est, en outre, répercutée sur les prêts des différents bailleurs au *pro rata* de la contribution initiale de chacun d'entre eux à la LCE. Utilisé par les bailleurs comme un indicateur clé du bon fonctionnement de leurs projets, le rythme des décaissements réalisés dans le cadre d'EPAP II décroche très tôt des prévisions initiales, sous l'effet combiné de contingences extérieures et de facteurs internes au projet.

D'une part, la révision brutale à la baisse des stratégies d'investissement des entreprises faisant suite à la crise économique et financière en 2008-2009 ayant vidé le « pipeline » d'une bonne part des projets déposés, la remise à niveau du pipeline prend du temps, ce qui se répercute directement sur le flux de projets mis en œuvre, et donc sur les décaissements. Dans une moindre mesure, la révolution égyptienne de 2011 provoque également des retards. À cela s'ajoute l'appréciation du yen et de l'euro face au dollar, qui augmente la valeur en dollars des fonds à décaisser avant la date de clôture des prêts des bailleurs. Ces fonds passent de 160 millions USD initialement à près de 200 millions USD, avant de redescendre à environ 180 millions en 2013. D'autre part, il semble que les délais de sollicitation de candidatures et de réalisation des investissements aient été sous-estimés en amont du projet, sachant que les décaissements tendent à se concentrer en fin de projet, au moment

où les entreprises paient leurs fournisseurs. Le fonctionnement interne des bailleurs de fonds est également en cause. Les exigences, parfois extrêmes, de la Banque mondiale en matière de procédures d'appels d'offres consistant, par exemple, à requérir un document vieux de 15 ans lié à un ancien appel d'offre dont l'entreprise concernée peine à retrouver la trace, ainsi que le temps pris par la Banque mondiale pour valider les procédures et donner son feu vert, retardent la réalisation de plusieurs projets d'investissement et se répercutent sur les décaissements de prêts. En outre, le système de décaissement par remboursements utilisé par la Banque mondiale et la JICA désavantage celles-ci par rapport aux deux autres bailleurs, qui peuvent verser leurs dernières tranches avant que les entreprises n'aient utilisé ces fonds.

Mis sous pression par leurs hiérarchies, particulièrement attentives aux rythmes de décaissement, les responsables du projet EPAP II chez les bailleurs de fonds demandent instamment à la NBE et à l'UGP d'accélérer les choses, et ils tentent d'identifier des marges de manœuvre, par exemple en auditant la NBE. Convaincue d'être la seule banque égyptienne à même de gérer des LCE telles qu'EPAP II (ce qui la rendrait incontournable en cas de poursuite de la série EPAP), la NBE reste peu sensible à ces pressions. À l'inverse, l'UGP s'efforce de fluidifier la réalisation des investissements en aidant les entreprises à lever les obstacles rencontrés, mais aussi en mobilisant, lorsque nécessaire, le département des inspections de l'EEAA pour exercer une pression sur les entreprises jugées trop lentes.

Les effets de ces efforts sont toutefois limités, l'UGP ayant peu d'emprise sur les contingences extérieures et les modes de fonctionnement des bailleurs à l'origine des retards. Pour les bailleurs, l'option consistant à sélectionner les projets d'investissement en fonction des enjeux de décaissement plutôt que selon les critères environnementaux prédéfinis est trop illégitime pour être explicitement envisagée. Elle est surtout inenvisageable par suite du caractère formalisé du système de sélection des projets, et du contrôle du processus d'identification et de sélection par l'UGP, un acteur dédié aux enjeux environnementaux. Les bailleurs se retrouvent donc à devoir traiter eux-mêmes les retards de décaissement. La Banque mondiale accepte, par exemple, que le seuil sous lequel les projets sont exemptés des procédures d'appels d'offre internationaux soit rehaussé de 5 à 8 millions USD, et elle met un expert à disposition pour aider les entreprises soumises au respect de ces procédures. Des chefs de projet parviennent par ailleurs à négocier en interne une prolongation des dates de clôture des prêts engagés dans EPAP II. Enfin, les bailleurs s'accordent entre eux pour que les prêts des bailleurs les plus en difficulté soient décaissés en priorité, en dépit de la règle initiale de prélèvement au *pro rata* de leurs contributions initiales.

2.2.4. Aide au développement et finance verte : une analyse du potentiel environnemental d'une LCE

Au regard des taux de réduction obtenus jusqu'à présent, EPAP II aura non pas atteint mais dépassé l'objectif initial d'une réduction de 50 % des pollutions visées. Par exemple, au terme de la mise en œuvre des investissements en cours, les réductions de pollutions attendues au niveau des entreprises seront au total d'environ 90 % pour les poussières en suspension et le dioxyde de soufre (SO_2), et concernant les eaux usées industrielles, d'environ 95 % pour la demande biochimique en oxygène et de 70 % pour la demande chimique en oxygène. Quels sont les ressorts d'un tel succès environnemental ? Quelles sont les limites du dispositif ? Et quels enseignements peut-on tirer du cas d'EPAP II pour mieux appréhender la pertinence des LCE mobilisées par les bailleurs de fonds comme un instrument de promotion et de développement d'une finance verte ?

Une composition intelligente des logiques d'acteur orchestrée par un « acteur d'environnement »

Il va de soi que les résultats environnementaux d'une LCE nécessitent la participation des divers acteurs concernés. En l'occurrence, EPAP II parvient à mobiliser les acteurs pertinents en fonction de leurs intérêts stratégiques et de leurs modes opératoires propres. C'est le cas des banques, qui voient dans la LCE une ressource stratégique utile à leur développement commercial : EPAP II suscite de nouveaux projets d'investissement chez des entreprises auxquelles seules les banques participantes peuvent fournir les services bancaires associés. Outre ce marché captif et l'apport de nouveaux clients, dans le cas de la NBE, EPAP II concourt à une stratégie de développement international, le fait d'être en affaires avec des bailleurs de fonds étant, par exemple, source d'apprentissages et de crédibilité sur les marchés financiers internationaux. De même, EPAP II parvient à enrôler les entreprises ciblées en jouant sur un mécanisme efficace : d'un côté, EPAP II contribue à rendre la non-conformité environnementale de plus en plus coûteuse pour les entreprises, et de l'autre, la LCE offre aux entreprises participantes des ressources financières et techniques adaptées pour répondre à ce nouveau problème. Enfin, les souplesses du dispositif et l'engagement de l'UGP permettent aux bailleurs de fonds de résoudre le problème des décaissements, qui menaçait le bon fonctionnement de la ligne de crédit.

Toutefois, la nature financière des intérêts et des logiques d'action dominant les conduites des banques, des entreprises et des bailleurs de fonds pourraient, sur certains points, contrarier l'objectif environnemental de la LCE. Par exemple, les banques participantes expliquent ne pas pouvoir envisager le recrutement d'experts

environnementalistes pour évaluer les qualités environnementales des projets d'investissement financés. En l'absence d'une évaluation environnementale extérieure, ce manque de visibilité pourrait favoriser le jeu de l'intérêt commercial des banques, qui discrimine les projets d'investissement en fonction des gains qu'ils apportent plutôt que des résultats environnementaux dont ils sont porteurs. Les entreprises soumettent, elles aussi, les projets d'investissement proposés au calcul de valeurs économiques plutôt qu'environnementales. Quant aux bailleurs de fonds, ils restent éloignés du terrain, et sont soumis à des contraintes multiples (politiques, financières, organisationnelles) pouvant les conduire à préférer les projets d'investissement contribuant à un rythme de décaissement satisfaisant.

En pratique, l'ancrage d'EPAP II au sein de l'agence environnementale EEAA, à travers l'unité de gestion du projet, empêche ces intérêts économiques de faire dévier la LCE de ses visées environnementales. Composée essentiellement d'environnementalistes et gérée par des agents dédiés à la mise en œuvre des politiques environnementales égyptiennes, l'UGP opère en effet comme un « *acteur d'environnement* » (Mermet *et al.*, 2005) à la fois central et relativement autonome dans le dispositif d'EPAP II. Cette position « environnementaliste » et son expertise en la matière contribuent, aux côtés des propriétés formelles du dispositif, à maintenir le cap sur l'objectif de réduction des pollutions industrielles. Par exemple, si l'UGP s'efforce de fluidifier la réalisation des projets d'investissement sélectionnés, elle ne laisse pas les enjeux du rythme des décaissements envahir l'orientation de ses propres conduites. En outre, la réalisation, par l'UGP, d'évaluations précises des performances environnementales des investissements rend visible la qualité environnementale d'EPAP II, et permet ainsi de défendre la légitimité du projet malgré certaines difficultés de fonctionnement rencontrées au cours de sa mise en œuvre.

Une coordination étroite entre contraintes d'origine publique et incitations marchandes

L'imbrication entre EPAP II et les politiques publiques environnementales égyptiennes constitue un deuxième ressort du succès environnemental du projet. Cette imbrication procède d'une coévolution historique entre l'action environnementale des bailleurs de fonds et le développement des politiques environnementales en Égypte, marqué par la création de l'EEAA en 1982 (Sowers, 2013 ; Gomaa, 1997). Au terme d'un travail mené conjointement par les autorités égyptiennes et les experts du Programme des Nations unies pour l'environnement (PNUE) et de la Banque mondiale, un premier Plan national d'action environnementale est formulé en 1992, avec pour objectif d'offrir un cadre institutionnel favorable à l'intervention des bailleurs dans ce domaine. Les termes de la loi environnementale 4/1994, ainsi que les

différents amendements et textes réglementaires subséquents, bénéficient également d'interventions de divers bailleurs de fonds bi- et multilatéraux. En clair, les réglementations environnementales publiques sont autant au service de l'expansion de l'aide environnementale que l'aide au service de l'expansion des politiques publiques de régulation (voir également Hopkins, 2011).

Les projets EPAP I et II poursuivent cette dynamique et sont portés par elle. La ligne de crédit EPAP I est ainsi mise en place en 1999, à la fin du moratoire accordé par les autorités égyptiennes aux entreprises pour se mettre en conformité avec les réglementations introduites à la suite de la loi 4/1994. EPAP II poursuit cet objectif de soutiens technique et financier à la mise en œuvre des réglementations environnementales égyptiennes. Les projets EPAP contribuent également directement au renforcement des capacités du régulateur environnemental. Ils bénéficient, en retour, de la présence d'un régulateur renforcé, l'usage des sanctions évoquées ou imposées aux entreprises par le département des inspections de l'EEAA constituant un levier clé du bon fonctionnement des LCE. Si la Banque mondiale présente les lignes de crédit EPAP comme une vitrine démontrant l'efficacité environnementale des « outils de marché », l'imbrication entre ces LCE et les politiques publiques environnementales contraignantes invite donc à nuancer ce discours. Plutôt qu'un simple « outil du marché » favorisant l'expansion de la finance verte, EPAP II est un spécimen réussi des dispositifs dits de « régulation intelligente », qui combinent de nombreux instruments (information, incitation, contrainte...) et associent de multiples acteurs (publics, privés, hybrides...) à la réalisation d'objectifs de politiques environnementales dans des situations concrètes (Gunningham, 2009).

Des contributions limitées de la ligne de crédit au développement d'une finance verte

La prépondérance du rôle joué par les politiques publiques et les autorités environnementales dans le projet EPAP II conduit à s'interroger sur la place que tient le développement d'une « finance verte » dans la LCE. Si la mobilisation d'intermédiaires bancaires dans la réalisation du projet est évidente, dans quelle mesure EPAP II parvient-il à favoriser l'émergence d'un marché financier « vert », qui encouragerait les investissements en dépollution industrielle au-delà de la temporalité circonscrite du projet ? Selon la nouvelle sociologie économique, les marchés peuvent être considérés comme des espaces sociaux concrets et institués, où des acheteurs et des vendeurs en relation concurrentielle s'observent et luttent pacifiquement pour les bénéfices d'opportunités d'échanges rares (François, 2008 ; Steiner, 2005 ; Beckert, 2009). Dans cette perspective, l'émergence d'un marché nécessite plusieurs conditions : entre autres, le nombre de participants doit être

suffisant pour assurer des rapports concurrentiels ; un contexte institutionnel relativement stable doit permettre des calculs probabilistes sur des états futurs ; des « *dispositifs de jugement et de confiance* » doivent permettre aux participants de s'accorder sur la nature et les qualités du bien ou du service échangé, d'évaluer l'utilité probable de ce bien ou service, et d'en fixer une valeur monétaire acceptable pour les deux parties (Karpik, 2007).

Le projet EPAP II contribue, sur plusieurs points, à la mise en place progressive de telles conditions. Grâce à la diffusion d'informations telles que les « *success stories* » dans les milieux industriels et à des dynamiques d'apprentissage au sein des banques, EPAP II sensibilise des acteurs pertinents aux possibilités de gains attachés au financement et à la réalisation d'investissements en dépollution. Au niveau institutionnel, EPAP II concourt, avec d'autres projets d'aide environnementale, au développement d'un cadre réglementaire permettant aux entreprises d'établir des calculs coûts/avantages guidant une stratégie d'investissement dans des équipements de dépollution. La stabilisation institutionnelle est également nécessaire aux banques, qui peuvent anticiper une croissance probable de demandes en produits financiers adaptés aux investissements en dépollution. Dans une moindre mesure, EPAP II contribue au développement de dispositifs de jugement avec l'introduction d'une politique environnementale au sein de la NBE, qui définit une liste de principes à l'aune desquels les agents commerciaux doivent évaluer les risques environnementaux des projets financés. Si, dans l'état actuel des choses, les effets de cette politique sont limités, elle ouvre la voie à de nouveaux outils plus sophistiqués, qui permettraient l'identification de nouvelles opportunités commerciales en intégrant des paramètres environnementaux dans la gestion des risques.

Toutefois, la forte dépendance de la LCE aux ressources mises à disposition par les bailleurs de fonds de l'aide au développement conduit à ne pas confondre les résultats environnementaux du projet EPAP II avec les possibles résultats environnementaux d'un éventuel marché bancaire dédié aux investissements de dépollution industrielle. Sur le plan financier, le bonus de 20 % rétrocédé aux entreprises est un puissant facteur de motivation. Or, sans l'aide des bailleurs, les banques ne seraient pas en mesure d'offrir un tel avantage. Dans un contexte où les devises étrangères sont rares, et donc chères, les banques bénéficient également des prêts des bailleurs en devises étrangères, qui facilitent le recours des entreprises aux technologies nouvelles et moins polluantes proposées par des fournisseurs étrangers. À cela s'ajoute une dépendance des résultats environnementaux de la LCE à l'assistance technique, dont la présence est tributaire du projet EPAP II. En lien avec le département des inspections, l'UGP est l'un des principaux recruteurs d'entreprises pour alimenter le « pipeline » du projet. L'UGP et les consultants financés par EPAP II fournissent

également des expertises techniques précieuses dans la conception et la réalisation des projets d'investissement. En raison de ces dépendances, il est donc vraisemblable que les contributions du projet EPAP II à la mise en place des conditions d'émergence d'un marché de financement de la dépollution industrielle ne suffisent pas à en pérenniser les effets.

Dans cette perspective, il paraît opportun de réfléchir à des pistes concrètes visant à renforcer les impacts environnementaux des LCE au-delà des temporalités limitées des projets. Le caractère exploratoire de l'étude d'EPAP II rend difficile la formulation de propositions opérationnelles généralisables à d'autres LCE, dont les propriétés et les contextes de déploiement s'écartent peut-être du cas égyptien. Deux pistes méritent toutefois d'être évoquées. Premièrement, saisir les projets de LCE comme des opportunités pour mettre en place des structures et des dynamiques pérennes pourrait être intégré comme objectif explicite dans la conception des dispositifs, et donner lieu à l'allocation de moyens organisationnels, techniques et financiers dédiés. Dans le cas d'EPAP II, par exemple, des structures de collaboration entre autorités environnementales et banques pourraient être mises en place afin de prendre la relève de l'UGP une fois la série « EPAP » terminée. Deuxièmement, les ressources de la LCE allouées au développement des capacités de régulation des autorités environnementales pourraient être renforcées, afin que le durcissement des contraintes vienne compenser quelque peu la disparition, post-projet, des incitations financières. Un tel effet de compensation reste limité par l'asymétrie entre incitations positives et incitations coercitives, les premières transférant des ressources utiles aux entreprises, tandis que les secondes rencontrent des intérêts et des forces politiques contraires ou concurrents. Ceci étant, les incitations coercitives ont pour avantage de s'appliquer à l'ensemble des entreprises industrielles, sans limitations à une zone « pilote », et sans risque de décourager les entreprises à investir dans la dépollution industrielle dès lors qu'elles ne peuvent pas accéder aux ressources incitatives.

Conclusion

Orienter le secteur financier vers des activités porteuses de valeur environnementale constitue l'un des grands chantiers du projet mondial de développement durable. Dans un contexte où l'aide environnementale prend de l'ampleur, les bailleurs de fonds bi- et multilatéraux entendent contribuer à ce chantier et mobilisent à cet effet des outils d'intervention tels que les lignes de crédit environnementales. Conçues et mises en œuvre par des acteurs particulièrement influents, notamment la Banque mondiale, elles privilégient à première vue l'incitation à la contrainte, et

mobilisent des acteurs soumis à un mode opératoire commercial dans un dispositif visant à aligner développement économique et préservation de l'environnement. Qu'en est-il des modalités concrètes de mise en œuvre et des leviers de performance environnementale de cet outil dit de « marché » ? L'étude exploratoire du cas d'EPAP II a permis de formuler une série d'analyses et de propositions susceptibles de renseigner tant les débats académiques que l'action des acteurs concernés, dans un contexte où peu de travaux sont consacrés aux LCE dans la littérature.

Si les résultats environnementaux d'EPAP II en font un projet à succès, ce succès ne procède pas simplement du montage financier de prêts incitatifs réalisés « en cascade », comme le suggère le modèle type des LCE. Outre le rôle des incitations financières offertes, l'efficacité d'EPAP II est tributaire du rôle pivot de son unité de gestion, dont l'intégration au sein des autorités environnementales égyptiennes permet le maintien du cap environnemental de la LCE. L'efficacité d'EPAP II repose également sur l'imbrication de la LCE et des politiques publiques environnementales égyptiennes, qui se renforcent mutuellement, et dont les objectifs se recoupent en de nombreux points. La ligne de crédit EPAP II s'apparente donc à un dispositif complexe de « régulation intelligente » plutôt qu'à un « outil de marché ».

L'analyse invite à confronter cette conjecture à d'autres cas de LCE. Ces études permettraient de voir si l'imbrication entre mécanisme financier et politiques publiques constitue une particularité d'EPAP II ou, au contraire, une caractéristique partagée par d'autres LCE, par exemple par suite du caractère généralisé de l'implication des bailleurs de fonds dans les politiques environnementales des pays du Sud. Mais surtout, ces études permettraient de voir si des LCE ne partageant pas cette caractéristique trouvent d'autres leviers d'efficacité environnementale ou, au contraire, peinent de ce fait à atteindre leurs objectifs.

L'étude du cas d'EPAP II conduit, par ailleurs, à envisager de manière nuancée le rôle des LCE vis-à-vis du développement d'un marché bancaire « vert » autonome, vecteur de développement durable. Certes, EPAP II apporte quelques contributions à l'émergence d'un tel marché, que ce soit par des effets d'apprentissage cognitif et organisationnel au sein des banques et dans les milieux industriels égyptiens, par le soutien au développement d'un cadre institutionnel porteur, ou encore, par l'introduction de « dispositifs de jugement » nécessaires à la construction de valeurs économiques rattachées aux investissements porteurs de valeur environnementale. Toutefois, les performances environnementales d'EPAP II restent tributaires des ressources financières et techniques mises à disposition du projet par les bailleurs de fonds, de sorte que son succès ne peut être considéré comme la démonstration de l'efficacité d'un marché de la finance verte en devenir.

Cette analyse n'est pas sans rappeler les travaux de Billé (2009), qui soulignent les limites intrinsèques d'une stratégie environnementale fondée sur des projets « pilotes » aux vertus difficilement généralisables. Nonobstant des résultats ponctuels parfois visibles et appréciables, les expérimentations pilotes aux formules plus ou moins innovantes et séduisantes peinent à infléchir les modes de développement socio-économique contemporains vers une meilleure prise en compte de l'environnement. Les capacités d'EPAP II à instaurer, à l'échelle du projet, des synergies efficaces entre développement économique et améliorations environnementales posent la question de savoir comment maintenir, et si possible amplifier ces synergies au-delà de la temporalité du projet.

Bibliographie

BANQUE MONDIALE (2005), *Arab Republic of Egypt: Country Environmental Analysis (1992-2002)*, Washington, D.C.

BANQUE MONDIALE (2002), "Arab Republic of Egypt Cost Assessment of Environmental Degradatio", *Sector Note*, Washington, D.C.

BECKERT, J. (2009), "The Social Order of Markets", *Theory and Society*, 38(3).

BILLÉ, R. (2009), « Agir mais ne rien changer ? De l'utilisation des expériences pilotes en gestion de l'environnement », *Vertigo* – la revue électronique en sciences de l'environnement, <http://vertigo.revues.org/8299>

BOUMA, J.J., M. H. A. JEUCKEN et L. KLINKERS (2001), *Sustainable Banking: The Greening of Finance*, Greenleaf Publishing, Sheffield.

BUNTAINE, M.T. et B.C PARKS (2013), "When Do Environmentally Focused Assistance Projects Achieve their Objectives? Evidence from World Bank Post-Project Evaluations", *Global Environmental Politics*, 13.

CAMPBELL, D. et R. SLACK (2011), "Environmental Disclosure and Environmental Risk: Sceptical Attitudes of UK Sell-Side Bank Analysts", *The British Accounting Review* 43 (1).

COTTENET-DJOUFELKIT, H. (2011), « L'industrie depuis le début des années 1970 : histoire d'un développement contrarié » in BATTESTI, V. et F. IRETON (Eds), *L'Égypte au présent: inventaire d'une société avant révolution*, Sindbad-Actes Sud, Arles.

DENIS, E. (2011), « Transformations du territoire, urbanisation et libéralisme autoritaire » in BATTESTI, V. et F. IRETON (Eds), *L'Égypte au présent : inventaire d'une société avant révolution*, Sindbad-Actes Sud, Arles.

FRANÇOIS, P. (2008), *Sociologie des marchés*, Armand Colin, Paris.

FRIEDBERG, E. (1993), *Le pouvoir et la règle : dynamiques de l'action organisée*, Éd. du Seuil, Paris.

GENDRON, C. (2007), « Services financiers, transformation éthique et environnement », *Gestion*, 32.

GOLDMAN, M. (2005), *Imperial Nature: the World Bank and Struggles for Social Justice in the Age of Globalization*, Yale University Press, New Haven – Londres.

GOMAA, S.S. (1997), *Environmental Policy-Making in Egypt*, University Press of Florida, Gainesville.

GREEN GROWTH ACTION ALLIANCE (2013), *The Green Investment Report: The Ways and Means to Unlock Private Finance for Green Growth*, World Economic Forum.

GUNNINGHAM, N. (2009), "Environment Law, Regulation and Governance: Shifting Architectures", *Journal of Environmental Law*, 21(2).

HELLEINER, E. (2011), "Introduction: The Greening of Global Financial Markets?", *Global Environmental Politics*, 11(2).

HICKS, R.L, B.C PARKS, J. TIMMONS ROBERTS et M. J. TIERNEY (2008), *Greening Aid? Understanding The Environmental Impact of Development Assistance*, Oxford University Press, Oxford.

HOPKINS, N. (2011), « Les crises environnementales: pollution, conservation et "mitigation" », in BATTESTI, V. et F. IRETON (Eds), *L'Égypte au présent : inventaire d'une société avant révolution*, Sindbad-Actes Sud, Arles.

INTERNATIONAL FINANCE CORPORATION (2007), *Banking on Sustainability: Financing Environmental and Social Opportunities in Emerging Market*, International Finance Corporation, Washington, D.C.

JACQUET, P. et J. LOUP (2009), « Le développement durable, une nécessité pour les pays du Sud » in JACQUET P., L. TUBIANA et R.K. PACHAURI (Eds) *Regards sur la Terre*, Presses de Sciences Po, Paris.

KARPIK, L. (2007), *L'économie des singularités*, Gallimard, Paris.

KIERNAN, M. J. (2009), *Investing in a Sustainable World: Why Green is the New Color of Money on Wall Street*, AMACOM, New York.

KÖHN, D. (2012), *Greening the Financial Sector: How to Mainstream Environmental Finance in Developing Countries*, Springer, Heidelberg.

KRICHEWSKY, D. et T. LEMÉNAGER (2015), « Ressorts, contributions et limites de la finance « verte » comme outil de l'aide environnementale : le cas d'une ligne de crédit en Égypte », *Notes Techniques*, AFD, Paris.

LINDLEIN, P. (2012), "Mainstreaming Environmental Finance into Financial Markets – Relevance, Potential and Obstacles" in KOHN, D. (Ed), *Greening the Financial Sector: How to Mainstream Environmental Finance in Developing Countries*, Springer, Heidelberg.

MERMET, L., R. BILLÉ R, M. LEROY, J-B. NARCY et X. POUX (2005), « L'analyse stratégique de la gestion environnementale : un cadre théorique pour penser l'efficacité en matière d'environnement », *Natures Sciences Sociétés*, 13(2).

OHARA, J. (2005), "Trends in Environmental Aid Policies" in AKIYAMA, T et M. KONDO (Eds), *New Approaches to Development and Changing Sector Issues*, FASID, Tokyo.

PARK, J. et S. KOWAL (2012), "Socially Responsible Investing 3.0: Understanding Finance and Environmental, Social, and Governance Issues in Emerging Markets", *The Georgetown Public Policy Review*, 18.

PNUE (2011), *Towards a Green Economy: Pathway to Sustainable Development and Poverty Eradication*, PNUE.

RIST, G. (2013, 4^e Ed.), *Le développement : histoire d'une croyance occidentale*, Presses de Sciences Po, Paris.

SCHOLTENS, B. (2006), "Finance as a Driver of Corporate Social Responsibility", *Journal of Business Ethics*, 68(1).

SOWERS, J. (2013), *Environmental Politics in Egypt: Activists, Experts and the State*, Routledge, Londres.

STEINER, P. (2005), « Le marché selon la sociologie économique », *Revue européenne des sciences sociales*, XLIII-132, <http://ress.revues.org/326>

THOMPSON, P. et C.J. COWTON (2004), "Bringing the Environment into Bank Lending: Implications for Environmental Reporting", *The British Accounting Review*, 36(2).

WEBER, O., M. DIAZ et R. SCHWEGLER (2012), "Corporate Social Responsibility of the Financial Sector – Strengths, Weaknesses and the Impact on Sustainable Development", *Sustainable Development*.

WRIGHT, C. (2012), "Global Banks, the Environment and Human Rights: The Impact of the Equator Principles on Lending Policies and Practices", *Global Environmental Politics*, 12(1).

* * *

2.3. Les paiements pour services environnementaux : simplicité trompeuse de l'outil, hétérogénéité fondamentale des situations ^[58]

Tiphaine LEMÉNAGER et Yann LAURANS

Les paiements pour services environnementaux (PSE) sont de plus en plus présentés, ces dernières années, comme l'un des outils à développer pour faire face à la dégradation environnementale, et notamment à la perte de biodiversité. La diversité des multiples expériences de PSE décrites dans la littérature rend néanmoins difficile la compréhension de ce qui fait leur spécificité, et donc leur intérêt. Prenons concrètement deux exemples présentés et reconnus comme PSE. Au Mexique, face au contexte de déforestation intensive et de surexploitation des aquifères nationaux, le gouvernement a initié en 2002 un programme national de paiement pour service environnemental hydrologique. Chaque année un appel d'offres est lancé. Des contrats pluriannuels sont alors signés avec un certain nombre de propriétaires s'étant manifestés, et dont le projet répond à une série de critères. Ces propriétaires s'engagent, contre rémunération, à préserver une surface définie de leur couvert forestier. En 2010, le gouvernement fédéral mexicain y a consacré plusieurs dizaines de millions d'euros. Second exemple de PSE, en Tanzanie du Nord : dans cette région, la mise en culture de terrains bordant un parc national se développe à l'initiative de cultivateurs venant généralement d'autres régions. Ces derniers tendent à supplanter les éleveurs masai et constituent une menace directe pour la migration des gnous et des zèbres, alors que celle-ci conditionne tout le cortège de la faune remarquable de ce pays. Face à ce constat, un tour-opérateur local, un hôtelier, un consultant et un chercheur ont proposé, *via* une ONG locale, une rémunération annuelle de 2 500 EUR à l'un des conseils de villages riverains du parc, à condition qu'il se prémunisse contre les tentatives de mise en culture de ses terres. Le contrat a été proposé pour une durée de cinq ans avec le village, propriétaire de la terre. Celui-ci a accepté et a utilisé la première année de rémunération pour revendiquer et récupérer en justice un droit de propriété sur des terres illégalement mises en culture par un étranger qui se les était appropriées.

Contexte d'émergence, acteurs impliqués, sources et volumes financiers, mécanismes proposés, échelle d'application, etc... les contrastes entre ces deux exemples sont saisissants et posent question. Tout instrument comportant un paiement lié la préservation d'un service environnemental serait-il un PSE ? Quasiment l'ensemble des

[58] Ce texte est issu d'une recherche financée par l'AFD en 2010 (Laurans *et al.*, 2011).

actions à vocation environnementale pourraient alors être considérés comme tels. Au contraire, si l'on s'appuie sur la définition la plus répandue des PSE proposée par Wunder (2005), il n'existerait que très peu de « vrais » PSE. Selon lui, un PSE se caractériserait comme un dispositif volontaire, assorti de conditions précises, portant sur un service clairement défini, organisé entre au moins un payeur (conscient et consentant) et un fournisseur. Une telle configuration est particulièrement rare et Wunder (*ibid.*) souligne lui-même: « *Si notre recherche de terrain ne montre aucun "vrai" PSE, c'est peut-être parce que la définition utilisée est trop restrictive* »^[59].

Plusieurs attentes sont pourtant formulées à l'égard des PSE :

- en instaurant une relation relativement directe entre un producteur de service et un acheteur, il est attendu de ces paiements qu'ils permettent de mettre en œuvre des actions pragmatiques, locales, efficaces et adaptées aux défis environnementaux identifiés (Börner *et al.* 2010) ;
- dans un contexte de stress financier (Pearce, 2007), les PSE permettraient d'avoir accès à de nouveaux financements (jusqu'à présent non utilisés) pour la biodiversité en mobilisant notamment les bénéficiaires des services environnementaux visés qui, jusqu'à présent, les utilisaient gracieusement. Les PSE sont ainsi largement abordés dans le cadre des travaux sur les financements innovants (Parker et Cranford, 2010 ; OCDE, 2011) ;
- le caractère volontaire de cet instrument n'entraînerait pas de réglementations supplémentaires et réduirait le besoin de mesures de contrôle d'autant que le nombre d'acteurs impliqués devrait être réduit. Si l'on ajoute que les PSE mobilisent en théorie peu d'acteurs et uniquement les acteurs concernés, l'efficience des PSE s'en trouverait au final optimisée.

Toutefois, face au flou persistant entourant les PSE et à l'hétérogénéité des mécanismes qui semblent pouvoir être à l'œuvre sous cette dénomination, les avantages attendus se concrétisent-ils vraiment ? Et comment, alors, un acteur tel qu'un bailleur de fonds, souhaitant participer au financement de la préservation de l'environnement, et plus spécifiquement de la biodiversité, peut-il appréhender la diversité des situations de PSE ?

Telles sont les questions traitées dans ce chapitre issu d'une recherche menée en 2010 sur la base d'une large revue critique de la littérature concernée et de cinq études de cas réalisées au Mexique, en Tanzanie, en Namibie, à New York et en Indonésie (Laurans *et al.*, 2011).

[59] Traduction, par l'auteur, de la citation originale : *"If our field search thus produced barely any 'true PES' hits, is it perhaps because the above PES definition was simply too narrow?"*.

Ce chapitre propose tout d'abord de clarifier le périmètre des PSE en les positionnant parmi les instruments à visée environnementale, puis en explicitant leur fonctionnement générique et, enfin, en proposant un système de différenciation entre plusieurs types de PSE. Sur la base de ces trois étapes, nous proposons de revisiter cet instrument afin d'appréhender ses forces et faiblesses en montrant que cela ne peut se faire que de manière différenciée. Nous montrons, enfin, que le rôle des intermédiaires et de la négociation sont deux des déterminants sous-jacents à l'efficacité environnementale de cet instrument.

2.3.1. Les PSE parmi les instruments à visée environnementale : caractérisation et fonctionnement générique

Un instrument économique reposant sur un producteur volontaire

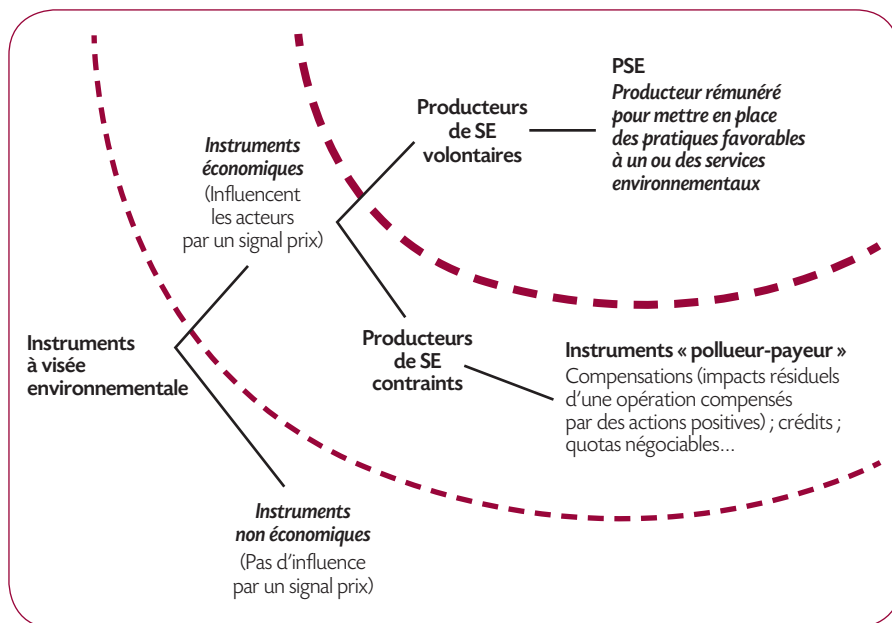
Si l'on considère la palette des instruments de politique environnementale^[60], il est possible de différencier trois principaux types d'instruments : (i) les instruments non économiques, (ii) les instruments économiques reposant sur une contrainte d'ordre réglementaire et, enfin, (iii) les instruments économiques reposant sur le volontariat des producteurs. Reprenant la plupart des articles théoriques traitant des services environnementaux, nous appelons « producteur »^[61] d'un SE, tout agent économique dont l'activité conditionne l'existence de celui-ci. Ce peut être le cas lorsque son activité est directement à l'origine de services environnementaux : un éleveur extensif, par exemple, dont l'exploitation contribue au maintien d'une faune et d'une flore d'une grande diversité et/ou de paysages appréciés. Ce peut aussi être le cas lorsque ses activités contribuent à prévenir ou réduire des dégradations de services environnementaux : un forestier, par exemple, qui pratique une sylviculture peu intensive et, ce faisant, contribue notamment au maintien du service de régulation hydrologique de l'eau rendue par les forêts.

L'analyse approfondie, sur le terrain et dans la littérature, des diverses initiatives dénommées PSE dans le monde montre qu'elles relèvent bien de cette troisième et dernière catégorie (cf. schéma 6).

[60] Voir, par exemple, Salamon (2002) pour une revue des instruments de politique publique dans ce domaine.

[61] La littérature retient souvent le terme de « fournisseur » (*provider* en anglais) qui nous paraît problématique pour les cas où l'agent est rémunéré pour réduire une pollution, ou bien pour cesser une pratique illégale. Le terme de producteur semble plus neutre, et fait par ailleurs référence au fait que les agents économiques rémunérés par les PSE sont presque toujours des producteurs au sens économique (exploitants forestiers et agriculteurs en particulier).

Schéma 6 Les PSE vis-à-vis des autres instruments de politique environnementale



Source : auteurs.

Revenons succinctement sur chacune de ces trois catégories.

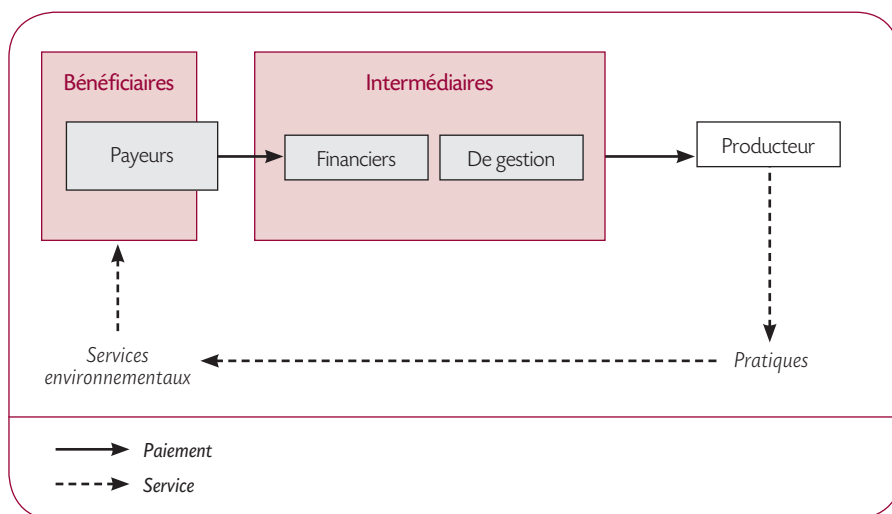
- Les instruments non économiques représentent l'ensemble des activités menées en faveur de l'environnement sans qu'un signal prix soit utilisé pour influencer le comportement des producteurs. S'il n'y a pas de signal prix utilisé ici, il y a cependant bien des financements en jeu dans cette catégorie d'instruments. Il s'agit, par exemple, des activités de surveillance, de justice, de gestion, de formation, de sensibilisation, etc. menées notamment par l'administration environnementale ou bien par des ONG, etc. Il s'agit également des politiques dites réglementaires ou normatives. Dans ce cas, un producteur de service environnemental se voit imposer un certain nombre de règles pouvant lui interdire (ou tout du moins contraindre) telle pratique et/ou tel comportement : la chasse de certaines espèces est interdite, le rejet de telle ou telle substance dans le milieu naturel est limité, l'abattage des arbres est restreint, etc.

- Les instruments de politique environnementale dits économiques ont, eux, pour caractéristique de s'appuyer sur un signal prix pour venir influencer le comportement d'acteurs ciblés. En ce qui concerne notre seconde catégorie, ce signal prix fait l'objet d'une contrainte réglementaire. C'est le cas des instruments économiques dits « pollueur-payeur » : le producteur de service environnemental se voit imposer, par la loi, un paiement afin de limiter certaines de ses pratiques. Tout comme dans le cas des politiques dites normatives (cf. *supra*), la contrainte s'exerce sur le producteur mais elle est moins directe. Elle s'exerce par l'effet d'une dissuasion économique : son montant varie selon la réponse du producteur, qui peut alors décider de modifier son comportement et ainsi arbitrer ses usages en fonction du prix à payer.
- Les PSE se différencient de ces deux premières catégories. Ils appartiennent bien à la catégorie des instruments économiques (dans le cas des PSE, un signal prix est en effet utilisé pour influencer le comportement des producteurs de services environnementaux) mais ils reposent sur le volontariat des producteurs. Contrairement aux deux catégories précédentes, le producteur du service n'est plus contraint. En réponse à son engagement volontaire, il est même rémunéré pour ses pratiques. Il en est ainsi, par exemple, d'une entreprise qui souhaite améliorer ses performances de dépollution (au-delà des exigences réglementaires) et qui, pour cela, bénéficie d'aides publiques. Il en est de même pour un agriculteur recevant des aides publiques pour la mise en jachère de ses terres qu'il a lui-même choisi de mettre en place. Mais c'est également le cas, par exemple, lorsqu'un consommateur d'eau rémunère un propriétaire forestier ou bien un agriculteur qui a décidé d'adopter un certain nombre de pratiques favorables à la gestion de l'eau potable. Cette double caractéristique « signal prix » et « producteur volontaire » constitue en quelque sorte le plus petit dénominateur commun aux multiples expériences de PSE. C'est leur spécificité. Un PSE peut ainsi être défini comme étant un instrument économique selon lequel un producteur, volontaire, est rémunéré pour mettre en œuvre des pratiques favorables au maintien d'un ou de plusieurs services environnementaux et ce, quelles que soient les sources de financement utilisées.

Un fonctionnement générique pluripartite

Cette différenciation des PSE au sein des instruments à visée environnementale constitue en soi une première caractéristique clé pour appréhender les PSE. Pour autant, elle ne permet pas de comprendre leur fonctionnement. En recoupant l'ensemble des cas discutés dans la littérature, ainsi que ceux que nous avons nous-même étudiés, nous avons pu identifier un fonctionnement générique aux PSE (cf. schéma 7) organisé autour d'un certain nombre d'acteurs.

Schéma 7 Fonctionnement générique de tout PSE



Source : auteurs.

- Un agent ou un groupe d'agents économiques, généralement dénommé « bénéficiaire », bénéficie d'un SE.
- Un « payeur », ou un groupe de « payeurs », rémunère ce service. Payeurs et bénéficiaires pouvant être identiques ou différents selon les cas, ils sont ici distingués.
- Le service dépend de la pratique d'un autre agent économique, que l'on appelle ici le « producteur » du service, parfois appelé le « fournisseur » dans la littérature (Kremen, 2005).
- Le « payeur » rémunère le « producteur » afin qu'il mette en œuvre des pratiques compatibles avec le maintien du service environnemental.
- Dans la majorité des cas, il faut ajouter à ces acteurs, des « intermédiaires » qui jouent un rôle clé dans le dispositif : il s'agit de toutes les organisations qui disposent de fonds et les distribuent, et/ou qui créent les conditions d'existence du dispositif (États et organismes publics, ONG, entreprises, etc.). On distingue ici, d'une part, les « intermédiaires de financement » (qui collectent des fonds de différentes sources et les versent à des producteurs de services) et, d'autre part, les « intermédiaires de gestion » (qui prennent en charge la mise en œuvre du projet, ou encore facilitent, voire exercent, leur influence pour faire émerger les

projets, les héberger, les soutenir techniquement, etc.). Dans certains cas, les deux fonctions sont assurées par un même organisme (exemple d'une ONG qui utilise ses fonds pour gérer un projet de PSE) ; dans d'autres, elles sont séparées (exemple d'une subvention allouée par un organisme collecteur de fonds volontaires à un organisme gestionnaire du projet).

Ces deux premières étapes nous permettent de souligner que les PSE constituent bien une catégorie à part entière d'instrument de politique environnementale. Elles permettent de délimiter clairement le périmètre des PSE, étape souvent délaissée par ceux qui traitent aujourd'hui de ces instruments et qui, dans certains cas, les amalgament, par exemple, à des outils de type pollueur-payeur, ou bien même à des instruments qui n'ont plus rien d'économique. Cerner le fonctionnement générique des PSE est également fondamental lorsque l'on souhaite soutenir ou participer à l'un d'entre eux. C'est en appui à l'un des acteurs ci-dessus qu'un financeur pourra agir et c'est plus particulièrement en tant que payeur ou intermédiaire que les bailleurs de fonds pourraient, si nécessaire, s'inscrire dans ce schéma. Néanmoins, à ce stade, il paraît encore difficile d'aborder en détail la diversité des PSE mentionnée en introduction. Notre analyse nous a pour cela conduit à proposer une classification plus précise au sein des PSE.

2.3.2. Une différenciation au sein des PSE : deux critères choisis liés au statut du « payeur » pour quatre catégories de PSE

Notre analyse souhaitant venir éclairer le contexte d'action d'un financeur potentiel, il nous est apparu crucial de cerner les flux financiers qui peuvent se mettre en place au sein des PSE. Par ailleurs, notre étude approfondie de la littérature et les cas très diversifiés de PSE que nous avons étudiés nous ont conduits à constater un décalage particulièrement important entre l'un des principes de base des PSE et la réalité du terrain. Il s'agit du statut du payeur. Alors que dans un PSE, en théorie (comme exprimé, par exemple, par Wunder, 2005), le payeur est censé être un usager de service environnemental qui s'avère être volontaire pour rémunérer un producteur, nous avons pu constater que cela était rarement le cas. Les payeurs se révèlent en effet être parfois des usagers spécifiquement du service environnemental visé, mais pas toujours. De plus, ils peuvent être plus ou moins volontaires. Ces raisons nous ont amenés à différencier les PSE entre eux, sur la base de deux critères liés au statut du payeur.

- Premier critère : le payeur peut être « *usager* » du SE visé par le PSE ou, bien « *sans lien spécifique* » au SE.
- Second critère : si le « *producteur* » est par définition toujours volontaire dans un PSE, le payeur peut, lui, s'avérer « *volontaire* » ou « *contraint* ».

Ces deux critères dessinent quatre catégories de PSE (cf. schéma 8).

(i) Les PSE à payeur « volontaire et usager »

Une première catégorie est constituée par des PSE à payeur « *volontaire et usager* », représentant en quelque sorte l'archétype contractuel du PSE. Elle est celle qui se rapproche le plus de la définition de Wunder (*ibid.*) rapportée en introduction. Elle correspond également aux instruments que la littérature anglophone qualifie de « marché » (Vatn, 2009). Il s'agit d'un accord volontaire, conclu librement entre deux parties : le bénéficiaire (ou usager) d'un service environnemental rémunère un producteur volontaire qui met en œuvre des pratiques assurant le maintien du service. Le cas tanzanien présenté en introduction illustre cette catégorie, tout comme le célèbre exemple de Vittel en France, notamment présenté par Perrot-Maître (2006) : à la fin des années 1980, constatant des menaces sur les teneurs en nitrates et en pesticides de l'eau minérale naturelle qu'elle exploite, l'entreprise française privée Vittel décide d'engager un programme de reconversion agricole sur le bassin versant de 5 000 ha alimentant ses sources. Son objectif est d'atteindre un taux de nitrates dans l'eau de 10 mg/l (contre près de 40 mg/l), et de supprimer toute trace de pesticide. Dans le cadre de ce programme, Vittel achète alors la majorité des terres agricoles et des droits d'exploitation des terres situées sur l'aire de captage de l'eau minérale. Elle les met ensuite gratuitement à la disposition des agriculteurs intéressés, sous réserve qu'ils appliquent un cahier des charges établi sur les recommandations de l'Institut national de la recherche agronomique (Inra). Par ailleurs, Vittel rémunère les agriculteurs à raison de 228 EUR par hectare et par an pour une période de sept ans, *via* une filiale constituée pour cela (Agrivair). Celle-ci fournit également des services aux agriculteurs à titre gratuit, en lien avec le cahier des charges (conseil technique, compostage et épandage des déjections animales, etc.) Les agriculteurs s'engagent sur une durée de 18 ou 30 ans. Le programme aurait coûté à Vittel l'équivalent de 0,15 EUR par litre, pour une dépense d'environ 24,25 millions EUR.

(ii) Les PSE à payeur « volontaire et non spécifiquement usager »

Au sein de la catégorie des PSE à payeur « *volontaire et non spécifiquement usager* », les payeurs sont également volontaires pour rémunérer les producteurs, mais ils ne sont plus spécifiquement des usagers du service environnemental visé. La relation entre payeur, producteur et service environnemental est donc moins directe que dans le cas précédent. C'est le cas lorsque les paiements utilisés dans un PSE proviennent d'une ONG : les payeurs, à savoir des donateurs, sont volontaires mais ils ne sont pas nécessairement des usagers du SE que l'ONG a décidé de préserver. Notre étude nous a permis d'identifier diverses illustrations de cette catégorie. Citons, pour

exemple, le cas développé par Clements *et al.* (2009) du programme de protection de nids d'oiseaux mis en place en 2002 par l'ONG WCS au Cambodge, dans quatre villages du *Kulen Promtep Wildlife Sanctuary*. Les plaines du nord du pays, riches en espèces d'oiseaux, s'avèrent menacées par des activités de commerce d'œufs et d'oisillons pratiquées par les populations locales. Face à ce constat, l'ONG propose aux villageois une rémunération de cinq dollars pour signaler la présence d'un nid puis une rémunération d'un dollar/jour à ceux qui s'engagent à protéger ces nids, à cesser certaines pratiques dommageables (comme la consommation des œufs, l'abattage des arbres de nidification, etc.). Si le service rendu est un succès (*i.e.* si les oisillons quittent le nid), ce paiement est doublé. Les contrats sont établis individuellement et des contrôles sont effectués toutes les semaines par du personnel de WCS. Le coût total du programme pour l'ONG était, en 2009, d'environ 25 000 USD par an. Certains villageois se sont spécialisés dans la protection des nids, changeant d'espèces selon la période de nidification. Cela leur permet donc de percevoir des aides une grande partie de l'année, pouvant monter jusqu'à 400 USD par an (une somme importante comparée aux autres sources de revenus disponibles). Entre 2002 et 2008, plus de 1 200 nids d'espèces menacées ont ainsi été protégés. De nombreuses espèces ont vu leur population augmenter. En revanche, pour d'autres, les populations stagnent. Ce phénomène traduirait la présence d'une menace majeure autre que la chasse : la destruction des habitats, conséquence directe de la déforestation et de l'intensification agricole. Suite au bon déroulement de ce programme, celui-ci a été étendu à la réserve forestière voisine de Preah Vihear, en 2004. Citons également, dans cette catégorie, le cas bien connu du PSE de Los Negros en Bolivie (cf. Asquith *et al.*, 2008). Il semble que les PSE poursuivant des objectifs de préservation de la biodiversité soient principalement représentés au sein de cette catégorie.

(iii) Les PSE à payeur « contraint et usager »

En ce qui concerne les PSE à payeur « *contraint et usager* », le paiement utilisé pour rémunérer le producteur (toujours volontaire) est, contrairement aux deux cas précédents, de nature obligatoire. Le payeur n'est pas à l'initiative de son paiement : il y est contraint. Par ailleurs, dans cette catégorie, les payeurs constituent un groupe d'usagers d'un service environnemental. Le cas bien connu des Castkills de New York, développé notamment par Hoffman (2010) et Laurans et Aoubid (2012) illustre ce modèle : un mécanisme de PSE a été mis en place afin d'assurer, en amont, la qualité de l'eau potable des consommateurs new-yorkais, permettant par ailleurs d'éviter de construire une usine de traitement (opération dont le coût est estimé à 6 milliards USD, avec des coûts annuels d'exploitation situés entre 150 et 300 millions USD). Dans le schéma mis en œuvre, une taxe est intégrée à la facture des consommateurs d'eau new-yorkais (environ 10 millions de personnes) et utilisée par le *Department of*

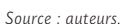
Environmental Protection (responsable du service d'eau, de la collecte des effluents et du traitement des eaux usées pour l'ensemble de la ville) pour acheter les terrains sensibles au regard de l'enjeu de qualité de l'eau et favoriser des pratiques agricoles durables dans l'ensemble du bassin hydrographique des Castkills et du Delaware. Nous pouvons également citer ici le mécanisme régional de redevance mis en place dans la ville d'Heredia au Costa Rica et rapporté par Smith *et al.* (2006) : là aussi, les usagers de l'eau paient une taxe, intégrée à leur facture d'eau (0,1 USD/m³ d'eau). L'entreprise de service public d'Heredia (ESPH) utilise pour moitié l'argent ainsi récolté afin d'engager des propriétaires fonciers dans la conservation des forêts et le reboisement de trois bassins versants de la vallée centrale du Costa Rica. Le reste de l'argent est investi dans la rénovation ou la construction d'infrastructures ainsi que dans la recherche.

(iv) Les PSE à payeur « contraint et non spécifiquement usager »

En s'éloignant encore un peu plus de l'archétype marchand, la catégorie des PSE à payeur « *contraint et non spécifiquement usager* » représente les mécanismes où le financement provient de payeurs contraints qui ne sont pas spécifiquement usagers du service environnemental visé, mais plutôt un collectif hétérogène de contribuables *via* des subventions publiques ou des taxes prélevées sur une base indépendante du service visé. Le lien entre paiement et bénéfice du service rendu est ici facultatif. Pour que ces prélèvements obligatoires forment des PSE, il faut qu'ils soient affectés à la rémunération de producteurs ayant décidé volontairement de mettre en œuvre des pratiques favorables au maintien d'un service environnemental. Les instruments de ce type sont parmi les plus anciens PSE répertoriés. Ils sont notamment utilisés dans l'hémisphère nord pour le financement à large échelle de pratiques agricoles plus respectueuses de l'environnement comme les mesures agroenvironnementales de la politique agricole commune mise en œuvre en Europe. Mais on peut également citer le programme *Grain for Green*, en Chine, développé notamment par Liu *et al.* (2007) et Benett (2008) : afin de lutter contre les inondations et l'érosion, le gouvernement chinois rémunère depuis 1999 des paysans de l'Ouest du pays pour que ceux-ci convertissent en forêt ou en pâturage des zones d'agriculture en terrasse. Fin 2006, environ 9 millions d'hectares de terres cultivées avaient été convertis pour un coût du programme de 90 milliards de yuans (9,7 milliards EUR).

Ces quatre catégories permettent de compléter la typologie des PSE initiée en schéma 6 (cf. schéma 8).

Typologie des PSE



2.3.3. Les PSE revisités pour une meilleure efficacité environnementale

Une typologie utilisée pour diagnostiquer les forces et faiblesses de PSE dans chaque situation.

La typologie que nous venons de présenter constitue un référentiel pour situer les expériences de PSE passés, en cours ou à venir sur un territoire donné. Elle permet d'initier une analyse de leurs forces et faiblesses, notamment au regard des attentes formulées en principe sur les PSE (et rappelées en introduction). Pour illustrer nos propos, imaginons par exemple un bailleur de fonds souhaitant participer au développement de cet outil au Mexique. Nous allons voir la diversité des situations auxquelles il pourra être confronté et dans quelle mesure la mobilisation de notre typologie viendra utilement accompagner ses réflexions.

Comme présenté en introduction, le gouvernement mexicain a mis en place un système de PSE à l'échelle nationale. Il est géré par la *Comision Nacional Forestal* (Conafor), l'organisme public fédéral en charge de la gestion des forêts. Les finance-

ments utilisés proviennent majoritairement du budget général de l'État, complété par une petite partie des taxes prélevées sur l'usage de l'eau. En 2010, 60,5 millions EUR étaient disponibles pour ce projet. Ils sont alloués à des propriétaires forestiers acceptant de préserver une partie de leur couvert forestier. Les forces de ce type de mécanisme sont caractéristiques de sa nature publique : en étant géré par le gouvernement, il est d'envergure nationale. Il mobilise une enveloppe financière conséquente et peut donc avoir une force de frappe importante. En revanche, on ne peut pas dire qu'il a réellement permis de mobiliser de nouveaux financements de la part d'usagers de service environnemental qui auraient jusqu'alors profité d'un service gratuitement. Par ailleurs, le circuit d'action est long et administratif : des mesures de contrôle sont nécessaires, les coûts de transaction sont importants (un appel d'offre est lancé chaque année, etc.). En termes de prise en charge des enjeux environnementaux, une étude a analysé les propositions qui avaient été acceptées chaque année depuis 2003 sachant qu'en principe les contrats devaient être passés dans des zones identifiées comme étant menacées de déforestation et présentant des aquifères surexploités. Or, en 2008, seuls 13,5 % des projets financés se situaient sur des zones de surexploitation d'aquifères, et 47 % dans des zones de risque de déforestation élevé ou très élevé. Ainsi, des propriétaires sont rémunérés alors que leurs pratiques d'origine ne présentaient apparemment pas de menace pour l'écosystème aquifère. Dans ce type de PSE, correspondant plutôt à notre catégorie de PSE à payeur « *constraints et non-usagers du SE* », on est loin de l'archétype du PSE. Le mécanisme n'apporte plus les avantages de la proximité et de la « boucle courte » entre les problèmes, les acteurs et les solutions trouvées. Les attentes formulées à l'égard des PSE ne sont donc pas réellement à l'ordre du jour. Il est, par ailleurs, soumis aux risques politiques inhérents à l'action publique, parmi lesquels (notamment dans les pays en développement) la corruption, l'instabilité politique et la faible attention portée aux enjeux environnementaux de long terme. Enfin, l'argent utilisé provient ici de payeurs qui ne sont ni conscients ni volontaires pour défendre la cause environnementale visée. Le système mis en place ne participe, par conséquent, à aucune mesure de responsabilisation ou de sensibilisation aux enjeux de biodiversité que l'on sait pourtant nécessaires.

Intéressons-nous à d'autres PSE mexicains. À l'échelle, non plus du pays, mais cette fois de l'État de Mexico (État central du Mexique), le gouvernement en charge de cet État, a mis en place son propre système de PSE hydrologique pour conserver ses surfaces de forêts (la couverture forestière de l'État de Mexico représentant environ 900 000 ha, soit près de 40 % de la couverture forestière nationale). Le but est notamment de garantir la consommation d'eau des citoyens de l'État. Des règles de mise en œuvre sont régulièrement publiées (conditions, engagements, procédure de sélection, etc.) et les propriétaires souhaitant s'investir sont rémunérés pour conserver

une partie déterminée de leur couvert forestier. Afin d'assurer le financement de l'opération, le gouvernement de l'État de Mexico a mis en place une contribution obligatoire auprès des entreprises de distribution d'eau de l'État : celles-ci doivent lui reverser 3,5 % de leur chiffre d'affaires pour contribuer au programme de PSE. Ce PSE correspond à la catégorie des PSE à payeur « *contraint et usager du service environnemental* ». Comme pour la catégorie précédente, ce PSE montre les forces et les faiblesses d'une action publique. L'intérêt des systèmes de PSE à payeur « contraint » tient notamment aux garanties apportées en termes de stabilité et de régularité des recettes. Il n'est, en revanche, pas certain que la même efficacité s'applique à l'autre partie de la relation : il peut être plus facile, dans une telle configuration, d'organiser la collecte des ressources que la contractualisation avec les producteurs. Par ailleurs, le caractère parapublic de l'instrument distend la relation entre les bénéficiaires et les producteurs, alourdit le mécanisme, et présente le risque d'une déperdition de moyens. Autrement dit : éloigné de l'archétype de l'échange marchand et contractuel direct, ces mécanismes en perdent à la fois les qualités et les défauts. La relation est moins directe, la « boucle » s'allonge, l'initiative se dilue. En échange, l'organisation se fait plus facilement à large échelle et permet en cela de répondre à des défis plus globaux. À la différence des PSE présentés *supra*, un point fort de cet exemple tient à la caractéristique « payeur usager » : il semble avoir permis de mobiliser de nouveaux financements. Les entreprises d'eau bénéficiant du service environnemental hydrologique sont à présent engagées dans la préservation des forêts permettant d'assurer le maintien de ce service. Cette caractéristique vertueuse des PSE tend aussi à permettre de responsabiliser les usagers.

Si l'on poursuit notre tour d'horizon mexicain, et en se rapprochant de l'archétype du PSE, on peut citer un exemple de PSE mis en œuvre par l'ONG environnementale mexicaine Pronatura. Cette dernière établit des contrats avec des communautés locales dans la vallée de Cuatro-Cienagas, mondialement réputée pour sa richesse biologique, dans l'État de Coahuila (nord du Mexique). Un des contrats, signé en 2009, stipule par exemple que l'*ejido* (communauté de propriétaires) d'Antiguos Mineros reçoit 2 millions de pesos (121 000 euros) en deux versements pour améliorer ses pratiques sur une surface de 4 500 ha, et ce pour une durée de 10 ans (soit 44 pesos/ha/an ; 2,6 euros/ha/an). Divers engagements sont pris par la communauté, l'objectif étant de développer des pratiques respectueuses de l'environnement. Une réserve communautaire est ainsi établie avec des zones de conservation bien définies (1 300 ha) et des zones d'exploitation raisonnée (3 200 ha). L'argent utilisé pour ce projet provenait d'un don d'une institution américaine œuvrant pour la conservation des zones humides (Laurans *et al.*, 2011). Il s'agit ici d'un PSE de type payeur « *volontaire et non-usager du service environnemental* ». La force de ces mécanismes tient au fait que les organismes qui collectent les dons

et mettent en place des PSE sont généralement bien implantés sur le territoire visé. Ces acteurs peuvent ainsi permettre la mise en œuvre d'actions locales adaptées aux défis environnementaux. Par ailleurs, leur proximité favorise la construction de relations de confiance avec les « producteurs » de services environnementaux, relations qui peuvent contribuer à leur adhésion durable. C'est le cas de Pronatura, qui connaît très bien les communautés avec lesquelles elle contractualise. Enfin, en se basant sur l'argumentaire des services environnementaux, ces intermédiaires ont l'opportunité de démarcher et de récolter de nouveaux dons provenant de nouveaux payeurs. Néanmoins, le point faible de ces mécanismes de PSE est qu'ils sont fondés sur des sources de revenu non assurées car basées sur un acte volontaire des payeurs. Par ailleurs, le payeur d'origine n'étant pas usager, on ne peut compter ici sur le caractère pédagogique d'un mécanisme qui met un producteur de service environnemental en relation avec un usager de ce même service.

Au cours de notre enquête, nous n'avons pas trouvé de mécanisme, au Mexique, qui corresponde de manière pure à la catégorie du PSE archétype à payeur « *volontaire et usager* ». En revanche, nous en avons étudié un qui s'efforce de s'y conformer. Au nord du pays, l'ONG Profauna intervient pour la préservation du bassin versant de Saltillo, et en particulier pour la préservation de la forêt de Zapalinamé, qui favorise l'alimentation d'une partie des sources d'eau du bassin. Elle rémunère pour cela des communautés de propriétaires forestiers afin qu'ils mettent en œuvre des pratiques favorisant la restauration ou/et le maintien d'une couverture forestière. Celle-ci est censée garantir le fonctionnement hydrologique du bassin versant et la préservation de la biodiversité locale. Des contrats, dits de « PSE », sont ainsi établis pour des durées allant de 1 à 15 ans. Les financements utilisés par l'ONG pour rémunérer ces contrats proviennent de sources diverses (subventions nationales, dons de fondations privées, etc.), l'une d'entre elles étant constituée par les dons volontaires provenant des usagers de l'eau de Saltillo. Ces dons sont récoltés *via* l'entreprise distributrice d'eau, Agua de Saltillo. Ils apparaissent sur la facture d'eau des consommateurs. Cette source financière a une importance toute particulière aux yeux de l'ONG, qui espère la développer à l'avenir. Des campagnes de sensibilisation des habitants de Saltillo sont donc régulièrement réalisées. Les initiatives de PSE construites selon ce modèle « *volontaire et usager* » sont portées, tout comme dans le cas précédent, par des acteurs directement concernés par le problème environnemental abordé et bien implantés. Connaissant la situation locale, ils définissent et mettent en œuvre des solutions pragmatiques, adaptées au contexte et, par conséquent, supposément assez efficaces. Par ailleurs, ces PSE sont mis en œuvre de manière entièrement volontaire, tant par le producteur que par le payeur. Ils n'engendrent donc pas de réglementation supplémentaire. Du point de vue financier, ce mécanisme semble avoir permis d'accéder à de nouveaux financements pour la

biodiversité. Ce potentiel est non négligeable si l'on considère le nombre important d'usagers qui, jusqu'à présent, n'investissent pas dans les services environnementaux dont ils bénéficient. Le volume de ces financements reste néanmoins difficile à évaluer. Profauna sait ainsi parfaitement qu'elle ne peut compter uniquement sur ces financements pour agir et ce, même si son territoire d'activités apparaît très restreint par rapport aux deux premiers exemples abordés ci-dessus. Par ailleurs, la volonté des usagers de services environnementaux repose en partie sur leur sensibilité aux enjeux environnementaux, et leur capacité financière (Adger *et al.*, 2001 ; Pagiola, 2005). De ce fait, la pauvreté d'une part, et les faibles niveaux d'éducation d'autre part, pourraient représenter des facteurs limitants de ce type de PSE dans certains pays en développement.

Favoriser l'efficacité des PSE

Comme on vient de le voir, les PSE vont avoir des forces et faiblesses très différentes selon leurs caractéristiques. Il est clair qu'aucune situation sur le terrain ne résonne directement avec ce que la littérature semble attendre de ces mécanismes. L'assumer permet d'appréhender chaque (type de) PSE dans sa singularité et voir en quoi il est possible d'améliorer la conception d'un PSE donné, de manière à assurer son efficacité en fonction de ses forces et faiblesses propres, et en fonction de l'enjeu environnemental traité.

Pour les PSE de nature publique, on peut espérer qu'ils permettent de prendre en charge des enjeux environnementaux nécessitant une action menée à grande échelle telle que la surexploitation d'aquifères. On ne peut espérer pour autant que le mécanisme en lui-même favorise particulièrement la mise en œuvre de solutions pragmatiquement adaptées au terrain. Comme nous l'avons montré, des biais peuvent conduire à les rendre moins pertinents d'un point de vue environnemental. En associant son programme de PSE national à une dynamique d'évaluation des contrats passés annuellement et de révision des critères de sélection des projets, le gouvernement mexicain permet ainsi de réorienter au fur et à mesure le programme, de manière à ce que les objectifs environnementaux initiaux ne se retrouvent pas dilués, comme cela a été le cas en 2008. Par ailleurs, cela a permis de montrer que les propriétaires les plus pauvres ne s'engageaient pas dans le mécanisme, incitant notamment les pouvoirs publics à sensibiliser ces populations plus difficiles d'accès.

Pour ce qui est des PSE à payeur volontaire, le risque d'instabilité des fonds peut être problématique. En fonction des situations rencontrées, il peut alors, par exemple, être intéressant d'associer ce type de projet à un mécanisme de fonds fiduciaire, ou bien d'anticiper le fait que la recherche de fonds devra constituer un volet en soi du projet formé.

Enfin, s'intéresser aux forces et faiblesses des PSE montre qu'à eux seuls ces derniers, quelle que soit leur nature, ne peuvent répondre à l'ensemble des déterminants de la dégradation environnementale. Ainsi dans le nord du Mexique, la forêt de Saltillo est, certes, menacée par la déforestation, mais elle l'est plus encore par les pressions de l'urbanisation croissante, facteur sur lequel les PSE ont peu de prise. De la même manière, en taxant les usagers de l'eau pour alimenter des PSE, on peut s'attendre à ce que ces derniers en viennent à rationaliser leur usage de l'eau, rendant le PSE doublement vertueux du fait de ses impacts sur l'usager et sur le producteur. En réalité, les tensions de terrain conduisent la plupart du temps à taxer uniquement les usagers solvables. Nombreux sont ceux qui continuent à ne pas payer leur usage de l'eau, tels les agriculteurs au Mexique. C'est donc en articulation avec d'autres outils à vocation environnementale qu'il est nécessaire d'appréhender les PSE.

Le rôle clé des intermédiaires

Divers auteurs nourrissent l'idée que les PSE constituent un outil potentiellement efficient qui engendre peu de coûts de transaction, et ce notamment du fait qu'un PSE étant bilatéral, il devrait mobiliser un petit nombre d'acteurs. En réalité (et le fonctionnement générique proposé ci-avant le rapporte explicitement ; cf. schéma 7), l'ensemble des cas de PSE passés en revue s'appuie au contraire sur un ou plusieurs intermédiaires. Les acteurs intermédiaires se sont révélés omniprésents, et ce y compris dans la catégorie des PSE à payeur « *volontaire et usager* ». Dans le cas tanzanien, il s'agit ainsi d'une ONG locale ; dans le cas de Vittel, il s'agit de l'Institut national de la recherche agronomique (Inra) et d'Agriair, une filiale créée par l'entreprise pour gérer le projet.

Cette caractéristique des PSE, loin d'être anodine, donne au contraire à réfléchir : le rôle de ces intermédiaires est capital car ce sont eux qui, concrètement, mettent un PSE en action. S'assurer de leurs compétences, de leurs capacités à porter des enjeux environnementaux, à gérer des tensions locales, à générer du débat critique, à créer des relations de confiance avec les producteurs visés, etc. sont autant de points à vérifier avant de s'engager dans une démarche d'appui aux PSE.

Rôle et place de la négociation

Outre le fait d'aborder les PSE un par un afin de cerner leurs forces et leurs faiblesses et d'assurer leur potentiel en termes d'impact environnemental, notre analyse nous conduit également à appréhender la diversité des PSE à une plus grande échelle. Reprenons notre exemple mexicain. Quatre initiatives de PSE ont été explicitées, toutes s'intéressant aux enjeux notamment de préservation du couvert forestier (cf. tableau 7).

Tableau 7 Comparaison des PSE mexicains étudiés

Projet PSE	Organisme activement impliqué	Prix offert pour conserver un couvert forestier	Initiative
Saltillo – forêt de Zapalinamé (État de Coahuila)	Profauna	1 300 pesos/ha/an	Locale
Mexique	Conafor	400 pesos/ha/an	Programme national
Cuatro-Cienagas (État de Coahuila)	Pronatura	44 pesos/ha/an	Locale
PSE « eau » État de Mexico	Gouvernement de l'État de Mexico	1 500 pesos/ha/an	État de Mexico

Source : auteurs.

Dès lors que l'on quitte l'analyse par projet de PSE, on constate que des initiatives différentes peuvent partager des objectifs qui sont semblables (ici, une attention au maintien d'un couvert forestier). Ils présentent pourtant des règles différentes, des prix de rémunération variables, des durées de contrats différentes, etc. Portés par divers types d'acteurs, ces mécanismes donnent en effet lieu à des négociations continues à propos du contenu des activités mises en œuvre, du prix de la rémunération, etc. Ces négociations façonnent chaque mécanisme. Intervenir dans un PSE, c'est donc bel et bien refuser la pensée qu'un mécanisme type existe et, par exemple, qu'un prix type doit exister, que des règles puissent être *a priori* définies de manière générale. C'est, au contraire, assumer le fait d'entrer à chaque fois en négociation, ou du moins de venir influencer une négociation en cours ou à venir, dans une situation précise. Penser l'efficacité environnementale des PSE, c'est donc savoir se donner les moyens d'analyser ces situations précises d'action, les rapports de force en présence, les compétences des acteurs impliqués, etc. Seule, cette analyse saura déterminer en quoi un mécanisme de PSE pourra voir le jour en faveur de la biodiversité, ou non.

Conclusion

En constatant la diversité des PSE existant à travers le monde, nous avons proposé ici d'aborder cet outil en tenant compte du plus petit dénominateur commun à ses multiples déclinaisons. Un PSE peut ainsi être défini comme étant un instrument économique selon lequel un producteur, volontaire, est rémunéré pour mettre en œuvre des pratiques favorables au maintien d'un ou de plusieurs services environnementaux et ce, quelles que soient les sources de financement utilisées. Cette définition, accompagnée d'un fonctionnement qui s'est révélé être typique des PSE, permet de caractériser cet instrument comme un outil de politique environnementale à part entière. En complétant cette première phase de caractérisation par deux critères de différenciation, à savoir le fait que dans un PSE, un payeur peut être (premier critère) « *usager* » ou « *non spécifiquement usager* » du service environnemental visé et par ailleurs (second critère) « *volontaire* » ou « *contraint* », nous avons pu établir une typologie qui distingue les PSE entre eux selon quatre catégories. Cette typologie permet d'initier des réflexions différenciées sur les forces et faiblesses de chacun des types de PSE mis en place, au regard des attentes formulées à leur égard. Elle vient clarifier la confusion dénoncée en introduction. Tout opérateur intéressé par ce mécanisme peut, dès lors, se donner les moyens de comprendre concrètement ce dont il s'agit et orienter ses actions en vue des objectifs qu'il cherche à atteindre.

De nombreux exemples de PSE témoignent du fait qu'une véritable dynamique d'action peut résulter de leur pouvoir de mobilisation financière, de leur pragmatisme gestionnaire, et de leur capacité d'adaptation à travers leurs formes multiples. Cependant, il est difficile de dire aujourd'hui si leur médiatisation et leur succès correspondent à un effet de masse significatif, en termes de mise en œuvre : certes, les PSE se comptent déjà par centaines, mais la part qu'ils représentent par rapport à l'ensemble des actions et des budgets environnementaux est difficile à estimer. Il est possible que ce succès soit, en partie au moins, victime d'un certain effet de mode, qui conduirait simultanément à développer les initiatives de manière peu contrôlée et à présenter d'anciennes conceptions sous un jour nouveau. Par ailleurs, les succès observés laissent craindre qu'ils soient obtenus dans des secteurs géographiques où les conditions favorables sont réunies, et pour des enjeux qui, comme dans le cas mexicain largement développé dans ce chapitre, sont déjà économiquement porteurs (l'eau et le carbone, notamment). Prudence et pragmatisme sont donc à privilégier, en considérant le PSE comme un outil parmi d'autres, et non comme la solution à tous les maux environnementaux actuels, et notamment à la dégradation de la biodiversité.

Bibliographie

ADGER W. N., T.A BENJAMINSEN, K. BROWN et H. SVARSTUD (2001), "Advancing a Political Ecology of Global Environmental Discourses", *Dev Change*, 32, pp. 681–715.

ASQUITH, N.M., T.V. VARGAS et S. WUNDER (2008), "Selling Two Environmental Services: In-kind Payments for Bird Habitat and Watershed Protection in Los Negros, Bolivia", *Ecological Economics*, 65(4).

BENNET, M. T. (2008), "China's Sloping Land Conversion Program: Institutional Innovation or Business as Usual?", *Ecological Economics*, 65(4).

BÖRNER, J., S. WUNDER, S. WERTZ-KANOUNNIKOFF, M. TITO, L. PEREIRA et N. NASCIMENTO (2010), "Direct Conservation Payments in the Brazilian Amazon: Scope and Equity Implications", *Ecological Economics*, 69(6).

CLEMENTS, T., A. JOHN, K. NIELSEN, D. AN, S. TAN, et E.J. MILNER-GULLAND (2009), "Payments for Biodiversity Conservation in the Context of Weak Institutions: Comparison of Three Programs from Cambodia", *Ecological Economics*, 69(6).

HOFFMAN, J. (2010), *The Cooperation Challenge of Economics and the Protection of Water Supplies, A Case Study of the New York City Watershed Collaboration*, Routledge, New York.

KREMEN, C. (2005), "Managing Ecosystem Services: What do we Need to Know about their Ecology?" *Ecology Letter*, 8(5).

LAURANS, Y. et S. AOUBID (2012), « L'économie au secours de la biodiversité ? La légende des Catskills revisitée », *Working Paper* No. 14, Iddri/Sciences Po, Paris.

LAURANS, Y., S. AOUBID et T. LEMÉNAGER (2011), « Les paiements pour services environnementaux – De la théorie à la pratique, quelles perspectives pour les pays en développement », *A Savoir* n° 7, AFD, Paris, <http://www.afd.fr/webdav/site/afd/shared/PUBLICATIONS/RECHERCHE/Scientifiques/A-savoir/07-A-Savoir.pdf>

LIU, J., S. LI, Z. OUYANG, C. TAM et X. CHEN (2007), *Ecological and Socioeconomic Effects of China's Policies for Ecosystem Services*, Edited by Gretchen C. Daily, Stanford University, Stanford.

OCDE (2011), *Payer pour la biodiversité : améliorer l'efficacité-coût des paiements pour services écosystémiques*, Editions OCDE, Paris.
<http://dx.doi.org/10.1787/9789264090293-fr>

PAGIOLA, S. (2005), "Payments for Environmental Services in Costa Rica", ZEF/CIFOR Workshop on Payments for Environmental Services: Methods and Design in Developing and Developed Countries, Titisee, Allemagne.

PARKER, C. et M. CRANFORD (2010), *The Little Biodiversity Finance Book*, Global Canopy Program, Oxford.

PEARCE, D. (2007), "Do we Really Care about Biodiversity?" *Environmental and Resource Economics*, 37(1).

PERROT-MAÎTRE, D. (2006), *The Vittel Payments for Ecosystem Services: a "Perfect" PES Case?* IIED, Londres.

SALAMON, L.M. (2002), *The Tools of Government: A Guide to the New Governance*, Oxford University Press, New York.

SMITH, M., D. DE GROOT, D. PERROT-MAÎTRE et G. BERGKAMP (2006), *Pay – Establishing Payments for Watershed Services*, UICN, Gland.

VATN, A. (2009), "An Institutional Analysis of Payments for Environmental Services" *Ecological Economics*, 69(6).

WUNDER, S. (2005), "Payments for Environmental Services: some Nuts and Bolts" *Cifor Occasional Paper*, No. 42, Center for International Forestry Research, Belem.

2.4. Comment appréhender la pertinence et l'efficacité des outils économiques pour la biodiversité ^[62]

Laurent MERMET

Au fil des dernières décennies, une large palette d'outils économiques a été proposée pour traiter les problèmes d'environnement, et en particulier de biodiversité. Citons simplement, pour bien cerner ce qui nous occupe ici, quatre grands types d'instruments.

- L'évaluation économique des services écosystémiques (EES) permet de calculer, en termes monétaires, la valeur économique d'un élément de biodiversité ou d'un état de fonctionnement donné d'un écosystème ; on en attend une meilleure intégration des considérations écologiques dans les raisonnements économiques de la décision.
- Les paiements pour services écosystémiques (PSE) consistent à faire bénéficier de paiements réguliers certains acteurs de la gestion d'un écosystème, en échange de pratiques favorables au bon fonctionnement de cet écosystème (par exemple, en limitant l'utilisation d'intrants polluants en agriculture, ou en évitant de déforester).
- Les outils fonciers reposent, pour leur part, sur l'achat de droits sur les terres. Ces droits peuvent être partiels avec les servitudes (par exemple, le propriétaire conserve sa terre mais a aliéné le droit d'y construire) ou complets, avec l'achat de terres pour la conservation de la biodiversité.
- Enfin, les dispositifs de banques de compensation écologique sont adossés à des systèmes réglementaires qui imposent la compensation des dommages aux écosystèmes, et offrent la possibilité d'échanger, d'acheter ou de vendre de telles compensations.

Les définitions et typologies de ces instruments, et même leur qualification comme instruments économiques ou de marché, sont bien sûr discutables (voir par exemple Broughton et Pirard, 2011). Leurs principes de fonctionnement, les avantages attendus et les effets pervers redoutés font l'objet également, depuis quelques années, d'une littérature surabondante (pour une vue d'ensemble, voir par exemple le rapport final de l'étude TEEB : Kumar 2010). Ces débats accompagnent la visibilité croissante (on pourrait aussi écrire, l'affichage permanent) des outils économiques dans le champ de la biodiversité. On semble placer en eux des espoirs considérables, comme en témoigne cette citation extraite de Daily *et al.* (2009) : « *Au cours de la dernière décennie, les efforts pour valoriser économiquement et protéger les services écosystémiques ont*

[62] Ce texte est issu d'une recherche financée par l'AFD en 2011 (Mermet *et al.*, 2014).

été poursuivis par un grand nombre d'acteurs comme étant la meilleure et la dernière chance d'intégrer la conservation de la biodiversité à grande échelle dans les décisions (making conservation mainstream), de faire de la conservation une option attrayante et un choix de routine. » Avons-nous raison de placer ainsi nos espoirs dans cette gamme d'outils ? Les outils économiques sont-ils effectivement adoptés en pratique et font-ils preuve d'un potentiel de diffusion et d'efficacité à grande échelle ? Sont-ils plus efficaces que d'autres outils (réglementaires, de communication, de concertation, etc.) de l'action pour la biodiversité ? La question se pose avec d'autant plus d'acuité que la crise de la biodiversité n'est pas sous contrôle. Pour ceux des acteurs qui cherchent effectivement des solutions, la question des stratégies d'actions possibles, des outils à utiliser, devient cruciale et une certaine fébrilité marque les débats.

Cette tension s'accroît encore avec les interpellations critiques nombreuses et souvent virulentes de ceux qui craignent que la mise en œuvre d'instruments économiques en faveur de la biodiversité ne fasse de tort à d'autres causes (s'ils conduisent, par exemple, à « marchander » certaines ressources, les mettant hors d'atteinte des populations pauvres qui en dépendent aujourd'hui). Parallèlement à l'explosion de la littérature qui promeut les outils économiques, s'est donc développée une abondante littérature critique, qui consiste essentiellement à dénoncer le principe même des outils économiques (voir par exemple O'Neill, 2007).

Dans l'ensemble, le débat sur les outils économiques pour la biodiversité (OEB) semble dominé par les variations d'un affrontement répété entre ceux qui les promeuvent et ceux qui les dénoncent sur un plan général, essentiellement à partir d'arguments de principe. Mais, au-delà de leur opposition, les deux camps de cette querelle semblent partager deux hypothèses : (i) les outils économiques seraient (ou pourraient être) utilisés de manière massive avec un impact potentiel important (sans quoi on ne voit pas bien ce qui fonde ni les espoirs, ni les craintes qu'ils suscitent) ; (ii) leur fonctionnement sur le terrain suivrait bien les logiques de la théorie économique dont ils se réclament (sans quoi la discussion sur leurs principes ne serait pas pertinente pour éclairer leurs conséquences pratiques). Or, ces deux hypothèses résistent mal à l'observation des utilisations pratiques des outils économiques sur le terrain concret de la gestion de la biodiversité. Souvent, les outils sont en réalité peu utilisés, même si l'on en parle beaucoup. C'est en particulier le cas pour les évaluations monétaires des services écosystémiques pour la décision (Laurans *et al.*, 2013). Ou bien ils sont effectivement utilisés, mais la dynamique et les conséquences de leurs usages diffèrent profondément des principes prévus par la théorie, comme l'illustre l'exemple des paiements pour services écosystémiques (voir chapitre 2.3. du présent ouvrage et Laurans *et al.*, 2011).

Il ressort au final un décalage majeur entre les principes d'action des outils tels qu'envisagés par la théorie économique et la réalité de leur fonctionnement dans des situations concrètes de gestion de la biodiversité. Et si les arguments de principe pour ou contre les outils économiques ont été tant répétés qu'ils sont maintenant familiers à tous, les dynamiques de terrain sont en revanche beaucoup moins étudiées, connues et comprises. D'où notre appel à focaliser maintenant l'attention non plus sur les principes, mais sur les utilisations effectives des outils. La problématique à traiter est alors la suivante : quels cadres d'analyse peuvent nous servir de guide pour étudier l'utilisation et l'efficacité des outils économiques dans des situations concrètes où l'on veut gérer un problème de biodiversité ? Pour l'aborder, nous avons mené une recherche (Mermet *et al.*, 2014) constituée de deux séries de travaux complémentaires. À partir d'une série d'entretiens et d'un examen de la littérature (encore très lacunaire) consacrée aux questions d'utilisation de ces outils, la première série a consisté à faire un point précis sur les questions d'utilisation soulevées par les principaux OEB^[63]. La seconde série de travaux a consisté à examiner quels types de ressources théoriques étaient nécessaires pour faire avancer la réflexion (aussi bien académique que pratique) sur l'utilisation des outils économiques et sur la manière dont ils peuvent (ou non) contribuer concrètement au traitement des problèmes de biodiversité. Le présent chapitre de l'ouvrage se concentre sur cette seconde problématique.

Son principe peut sembler paradoxal : dans la réflexion sur la mise en œuvre des outils économiques, il est en effet courant d'opposer d'un côté un univers théorique – celui de l'économie – et de l'autre, un univers pratique qui, par nature, ne relèverait pas d'approches théoriques. C'est ce que résume de façon laconique l'entretien le plus court de notre recherche. Interrogé sur les ressources théoriques nécessaires pour penser l'usage des outils économiques, un chercheur de réputation internationale sur l'économie de l'environnement répond : « *Pas besoin de modèle théorique, les bases de la microéconomie et le bon sens suffisent* ». Si nous comprenons le point de vue, nous considérons à l'inverse que l'action de gestion de la biodiversité en situation, au regard de sa complexité (technique, sociale, culturelle, politique, psychologique, etc.) soulève des problèmes d'interprétation et de conception particulièrement délicats qui échappent en bonne partie à la théorie économique. Il est souvent souhaitable, voire nécessaire, d'aller plus loin que le « bon sens » dans l'explicitation, la mise en discussion, l'approfondissement des enjeux et dynamiques de l'action collective. Reste à identifier quels cadres de pensée, quels concepts, quelles ressources théoriques peuvent être pertinents dans une situation donnée, pour répondre à une préoccupation donnée.

[63] Sur les résultats de cet état de l'art, nous renvoyons le lecteur à Mermet *et al.*, (2014).

La recherche que nous avons conduite débouche sur cinq questions organisatrices pour approfondir la question de l'utilisation des outils économiques. Pour les traiter, elle propose de mobiliser cinq perspectives théoriques différentes et complémentaires. Pour présenter ces résultats, nous exposerons d'abord, dans un certain détail, l'une de ces cinq problématiques – les controverses morales qui entourent la mise en œuvre des outils économiques – et les ressources que la théorie de la justification (Boltanski et Thévenot, 1991) offre pour la traiter. Outre l'importance propre de cette question des valeurs dans la mise en œuvre des OEB, nous espérons par cet exemple illustrer la pertinence de la démarche qui consiste à mobiliser des ressources théoriques extérieures à l'économie pour éclairer l'utilisation des outils économiques dans l'action de terrain. Dans la deuxième partie du chapitre, nous passerons en revue de façon plus rapide les quatre autres problématiques traitées par notre recherche et les ressources théoriques que nous proposons de mobiliser pour les traiter. Nous concluons enfin en pointant les limites de modes de pensée très répandus qui conduisent à raisonner comme si tel ou tel outil pouvait par lui-même résoudre un problème (ou l'aggraver, du point de vue des discours critiques), alors que, pour penser l'efficacité (ou la nocivité) d'un outil, il faut au contraire le replacer dans l'ensemble de la chaîne opératoire dont il n'est jamais qu'un élément. C'est précisément cette opération de réinsertion des outils dans une action d'ensemble opérante que diverses approches théoriques permettent de réaliser, chacune dans ses termes propres.

2.4.1. La théorie de la justification pour éclairer la pluralité des valeurs en jeu

L'une des épreuves les plus immédiates qui accompagnent les travaux sur les outils économiques pour la biodiversité est l'intensité des critiques qu'ils suscitent, par exemple sur le thème de la marchandisation de la nature, ou de la restriction des préoccupations écologiques à leurs seuls aspects utilitaires, ou encore des effets inégalitaires d'outils qui reposent sur l'argent. Nombre d'écrits des promoteurs de ces outils eux-mêmes (par exemple les rapports TEEB [Kumar, 2010] ou le rapport du Centre d'analyse stratégique sur l'évaluation monétaire des services écosystémiques [Chevassus-au-Louis *et al.*, 2009]) montrent qu'ils ont entendu ces mises en causes et s'efforcent d'en tenir compte dans leur réflexion et leurs positions. Comme le résume l'une des personnes que nous avons interrogées, spécialiste des outils économiques dans une équipe de l'ONU dédiée à la biodiversité : *« il faut d'abord clarifier des éléments fondamentaux des outils économiques ; quelle place pour ce qui n'est pas financier ; dans quel contexte éthique se développent ces outils ? »*. Embarqué dans de multiples controverses sur les valeurs, le domaine des outils économiques pour la biodiversité nous semble nécessiter un cadre d'intellection pour les expliciter, les analyser et réfléchir à ses propres repères moraux.

Pour cela, la théorie de la justification proposée par Boltanski et Thévenot (1991) dans leur livre, *De la Justification, les économies de la grandeur*, apparaît particulièrement pertinente. Elle repose sur le constat suivant : face aux multiples épreuves de la vie en société, les personnes ne sont pas guidées uniquement par la poursuite stratégique de leur intérêt propre ; elles consacrent aussi une bonne part de leurs efforts à poser des choix moralement justifiés par le bien commun. Les initiateurs de la théorie se sont intéressés de manière approfondie aux contenus et au processus de construction des justifications élaborées par des acteurs qui se confrontent au sujet d'un problème. Leur investigation s'est fondée à la fois sur l'observation empirique (observer comment les gens justifient) et sur la discussion de théories politiques et morales traitant de la justification. Elle a débouché sur l'élaboration de concepts et d'un cadre d'analyse articulés en une théorie qui permet d'analyser de manière fine et rigoureuse de multiples situations où s'affrontent des revendications contradictoires mais toutes moralement fondées (fondées, on le verra, sur des principes moraux contradictoires entre eux). Un certain nombre de chercheurs ont d'ailleurs rapidement saisi le potentiel de la théorie de la justification pour aborder les controverses de valeur au sujet des questions environnementales (voir en particulier Lafaye et Thévenot, 1993, et Barbier, 1995). Nous présentons *infra* quelques-unes des articulations clés de la théorie en montrant en quoi elles peuvent éclairer la question de l'utilisation des OEB.

Appréhender la confrontation entre des valeurs contradictoires, chacune se justifiant pourtant par l'intérêt commun

La théorie repose sur une double observation : (i) pour justifier leurs actions, les acteurs s'appuient sur des principes normatifs divers et en bonne partie incompatibles entre eux ; (ii) seul un nombre limité de tels principes est en fait utilisé dans les débats de justification. En effet, dans les controverses sur les OEB, on assiste bien à l'affrontement d'échelles de valeur qui se revendiquent elles-mêmes comme opposées et, au bout d'un moment, ces controverses paraissent tourner en rond et revenir toujours sur les mêmes configurations. Il en va de même dans d'autres domaines, comme les relations sociales en entreprise, sur lesquelles Boltanski et Thévenot se sont notamment appuyées dans leurs travaux. En examinant les raisonnements sur lesquels s'appuie la justification des choix, ils ont identifié six systèmes de valeur, six logiques de hiérarchisation, dont chacune possède une forte base de légitimité dans notre société et est régulièrement utilisée dans les débats qui portent sur la critique ou la justification de positions ou de décisions. La théorie les nomme des « cités » car chacune de ces échelles de valeur se présente comme un ordre moral et politique, construit selon des articulations sophistiquées pour permettre de vivre ensemble malgré les disparités. Ainsi, la cité civique est fondée sur la recherche de

l'intérêt commun en s'appuyant sur les procédures politiques et juridiques. Dans la cité marchande, la poursuite de la prospérité commune repose sur la recherche active d'échanges avantageux pour les protagonistes. La cité industrielle est organisée autour de la recherche de l'efficacité et de l'efficience (dans la production des biens et services, dans la résolution de problèmes). La cité domestique exprime l'ordre transmis par la tradition (un ordre qui repose sur une hiérarchie de liens et de dépendances interpersonnels). La cité de l'opinion ordonne les valeurs en fonction de l'attention plus ou moins grande dont chacun (ou chaque chose) bénéficie de la part des autres. Enfin, la cité inspirée place au sommet de sa hiérarchie de valeurs l'accès à des états inspirés que l'on valorise, comme dans la création artistique ou l'extase esthétique ou religieuse.

Cette proposition de la théorie de la justification recoupe des observations de sens commun. Ce n'est pas surprenant puisque, conformément à la perspective « pragmatique » dont elle participe (voir Dosse, 2005), elle se fonde sur l'observation de la manière dont les acteurs eux-mêmes, dans le quotidien, organisent leur compréhension du monde. Mais elle dépasse de beaucoup le constat vernaculaire de l'opposition de ces échelles de valeur, et ce sur deux plans. D'une part, en analysant de manière détaillée comment fonctionnent ces ordres de valeur, en explicitant les notions qu'ils impliquent et la façon dont ils sont construits (leur « grammaire », pour reprendre le concept utilisé par les auteurs de la théorie). D'autre part, en revenant sur la construction sociale et historique de ces ordres de valeur, une construction et un enracinement sans lesquels ils ne pourraient avoir la robustesse nécessaire pour tenir le choc face à la critique dans les controverses de justification. Ces deux points sont essentiels car l'enjeu de la justification, dans les controverses publiques comme celles sur la biodiversité, n'est pas d'affirmer seulement sa propre hiérarchie de valeurs, mais de parvenir à appuyer les choix que l'on défend sur des valeurs qui (i) puissent expliquer en quoi elles contribuent au bien commun alors même qu'elles s'opposent à d'autres valeurs et qui (ii) soient recevables par une partie suffisante des protagonistes pour avoir une chance de prévaloir dans les décisions collectives.

À ce premier niveau de lecture de la théorie, on retrouve déjà partiellement explicitées une partie des oppositions qui constituent une part si évidente de la controverse sur les OEB et leur utilisation : logique marchande contre tradition, utilitarisme pratique de la production de service contre valeurs esthétique et spirituelle de la nature, légitimité démocratique (juridico-politique) des décisions en matière de biodiversité contre logique commerciale, etc. Un premier enseignement peut être retenu : la conflagration des valeurs qui pèse de façon si manifeste sur ces OEB ne leur est pas propre mais reflète la construction et la dynamique mêmes de notre

société, fondée sur la co-existence en tension d'ordres de valeurs différemment mais également légitimes. L'enjeu ne peut être de sortir de ces controverses de valeur, mais plutôt de mieux les intégrer dans la conception, la mise en œuvre et l'évaluation des OEB. Voyons comment certains aspects de la théorie de la justification offrent des ressources pour cela.

Repenser l'opposition répandue entre outils économiques et éthique

Dans la littérature sur les OEB, comme dans les discussions informelles à leur sujet, on voit souvent opposer d'un côté une logique économique et, de l'autre, des exigences morales. Le problème est alors présenté comme un rapport de force ou un problème d'articulation entre l'économie (vue comme immorale, ou au moins amoral) et la morale (voir par exemple O'Neill et Spash, 2000). La théorie de la justification conduit à un recadrage majeur de cette question. Comme l'écrit Boltanski (1990) : « *les participants à un marché sont des êtres moraux*^[64], en ce qu'ils sont capables de mettre de côté leur perception particulière pour tomber d'accord les uns avec les autres sur des biens dès lors vus comme extérieurs dont la liste et la définition soient universels ». En d'autres termes, en mettant un bien sur le marché, la personne accepte de se départir de sa propre perception pour le soumettre à une épreuve de justification de la valeur de ce bien aux yeux des autres, à travers une procédure publique. Cette acceptation de se soumettre à un ordre de valeurs partagé avec les autres est précisément, pour la théorie de la justification, la fondation des ordres moraux.

Les controverses qui entourent l'utilisation des OEB ne sont donc pas à analyser comme opposition entre la morale et une immoralité (ou une amoralité) qui caractériseraient l'ordre économique, mais comme un ensemble d'oppositions entre des ordres moraux différents, dont celui sur lequel repose l'économie. Chacun de ces ordres moraux, poussé au bout de sa logique propre, conduit à rejeter les autres ordres de valeurs en présence comme immoraux. Mais si l'on élargit un tant soit peu la focale et que l'on accepte qu'une société pluraliste repose précisément sur cette confrontation, dans la pratique, entre plusieurs ordres moraux incommensurables entre eux, alors l'enjeu devient d'apprendre à lire le jeu croisé des critiques d'un ordre moral sur l'autre, et à s'y positionner.

Dans leur ouvrage, Boltanski et Thévenot (1991) montrent en détail comment chacune des cités décline, à partir de sa propre logique, une critique systématique de chacune des autres : critique « civique » de l'ordre « marchand », critique « marchande » de l'ordre « domestique », critique « industrielle » de l'ordre « inspiré », etc. Ce tableau

[64] Souligné par l'auteur.

croisé systématique des critiques est particulièrement éclairant pour déchiffrer les controverses que suscitent les OEB, surtout une fois que l'on a réintégré l'échelle de valeur marchande dans les ordres de valeurs qui s'affrontent. C'est une matrice des indignations réciproques que l'on voit alors s'organiser. D'un côté, les critiques de l'économie de la biodiversité attaquent les outils économiques au nom de valeurs que la théorie de la justification aide à identifier plus clairement : ils mettent en péril des agencements traditionnels dans la gestion de la nature (cité domestique); ils concurrencent et court-circuitent l'établissement des choix par des voies politiques et démocratiques (cité civique) ; ils vident la biodiversité de sa dimension esthétique (citée inspirée) ; etc. On relève bien que ces critiques de l'approche économique de la biodiversité sont très différentes l'une de l'autre, et l'on peut mieux lire aussi les manières dont elles essaient de se combiner entre elles, ainsi que les difficultés que suscitent ces combinaisons. Mais, de l'autre côté, il est facile de constater aussi l'indignation des économistes lorsqu'à une transaction économique qui générerait de la prospérité s'opposent des arguments divers (tradition, réglementation, pression de l'opinion publique, etc.). Leurs réactions sont parfois mises sur le compte d'une arrogance cynique, mais elles peuvent aussi relever d'une indignation morale. Dans la conflagration des échelles de valeur, chacun peut être indigné par les valeurs défendues par les autres.

Une telle lecture suggère, pour aller de l'avant, d'accepter le pluralisme des valeurs qui est au fondement de notre société, et de se donner les moyens de sortir d'apriorismes simplistes, de façon à appréhender dans toute leur richesse les dilemmes et les débats moraux qui accompagnent la gestion de la biodiversité et en particulier le développement des OEB.

Les outils économiques pour la biodiversité sont fondés sur des « compromis » entre valeurs

Au-delà de la clarification des critiques réciproques des ordres de valeur, un autre concept proposé par la théorie de la justification est très éclairant pour l'utilisation des outils économiques dans la gestion des écosystèmes : le compromis. Lorsqu'au sujet d'une situation s'affrontent deux (ou plusieurs) échelles de valeurs irréductibles, selon Boltanski et Thévenot (*ibid.*), trois types de solutions sont possibles :

- les protagonistes peuvent choisir un ordre de valeur plutôt que les autres; il serait, par exemple, avantageux d'un point de vue technique et économique de faire passer l'autoroute dans l'un des derniers habitats du pique-prunes (insecte menacé de disparition), mais on ne le fait pas parce que la loi l'interdit ;
- ils peuvent entreprendre de combiner entre eux deux ordres de valeur. On débouche alors sur une échelle de valeur hybride, moins pure, moins robuste face

aux critiques, mais qui peut tenir jusqu'à un certain point, au moins dans certains contextes. C'est ce que Boltanski et Thévenot (*ibid.*) nomment « *un compromis* » ;

- ils peuvent, devant les contraintes pratiques d'une situation, renoncer à justifier moralement la décision ; dans les termes de la théorie de la justification, il s'agit de « *l'arrangement* ».

Dans une recherche sur les agences de l'eau françaises, Godard (1995) montre que le « système-agence » et la façon dont il articule les redevances des pollueurs, les programmes de soutien à la dépollution et l'instance de délibération pluraliste que constitue le comité de bassin (souvent présenté comme un « petit parlement de l'eau ») correspondent à un compromis marchand-industriel-civique. Autrement dit, les justifications de ce système sont fondées sur un équilibre, une articulation, entre des logiques économiques, techniques et démocratiques. L'utilité de cette analyse devient manifeste dans le contexte des controverses très vives sur les agences de l'eau, lorsque celles-ci ont été remises en cause par le ministère des Finances au milieu des années 1990. Les agences ont alors été soumises à un véritable tir de barrage de critiques dénonçant le fait qu'elles ne suivaient pas de manière pure, fiable, justifiable, le raisonnement économique. Perçus du pur point de vue d'un ordre de valeur donné, les compromis, ordres hybrides, sont nécessairement impurs et, pour le puriste (par exemple pour un économiste qui insisterait pour s'en tenir à la seule logique interne de l'économie), ils sont injustifiés. Et pourtant, ces constructions hybrides peuvent apporter une contribution majeure à la prise en charge des problèmes communs, comme le montre l'exemple des agences de l'eau.

Il en va de même pour les instruments économiques pour la biodiversité. Ils sont qualifiés d'économiques, mais ne se réduisent pas pour autant à la logique marchande. Ils sont fondés le plus souvent sur des compromis (au sens de la théorie de la justification). L'EESE est exprimée dans le langage monétaire. Mais la notion de service écosystémique est clairement enracinée dans la cité industrielle, fondée sur le souci de produire les services de la façon la plus rationnelle, en gérant correctement les écosystèmes, considérés ici comme des installations naturelles de production de services. Le fondement des EESE est donc un compromis industriel-marchand. Diverses propositions visent d'ailleurs à élargir ce compromis, par exemple en réalisant les évaluations de manière participative, pour leur ajouter une légitimité d'ordre civique. Pour prendre un second exemple, surtout si l'on appréhende le terme « banque » dans son sens d'établissement financier (et non de lieu de dépôt), les banques de compensation de la biodiversité peuvent être perçues comme une marchandisation complète des habitats naturels. Mais une étude plus détaillée (Mermet *et al.* 2014, chapitre 4) montre à quel point ces systèmes ne sont que des modules complémentaires ajoutés à une gestion réglementaire, extrêmement

administrée, des procédures d'autorisation des projets de construction ou d'infrastructure, si bien qu'il est plus juste de voir leur fondement comme civique-marchand, dépendant tout autant de la force juridique et politique de systèmes d'autorisations administratives que des dynamiques d'échanges du monde marchand par lesquelles on les assouplit et on les complète.

Cette notion de compromis vient donc enrichir et nuancer les possibilités d'explicitation de l'analyse déjà offertes par le tableau des critiques réciproques entre les cités. Elle apporte la possibilité d'une lecture plus explicite, précise et nuancée des controverses sur les OEB que ne le suggèrent les indignations et oppositions sommaires qui encombrant le débat. On voit aussi que les différents instruments un peu rapidement qualifiés d'« économiques » reposent sur des fondements normatifs diversifiés. Lorsqu'il s'agit d'utiliser les OEB dans des situations concrètes de gestion de la biodiversité – situations elles-mêmes très diverses du point de vue de leurs enjeux normatifs – cette capacité de clarification des fondements et de la portée normative des instruments est précieuse à la fois pour comprendre les situations et pour mener l'action.

À la recherche de la cité verte : les outils économiques pour la biodiversité favorisent-ils ou entravent-ils l'émergence de nouvelles valeurs écologiques ?

Une question cruciale demeure toutefois : les enjeux écologiques ne seraient-ils pas porteurs d'un ordre de valeur qui leur serait propre ? N'auraient-ils pas une teneur et une portée morale spécifiques ? La question a été soulevée par Lafaye et Thévenot (1993), puis par Godard (1994) peu après la publication de l'ouvrage *De la Justification*. Dans les deux textes, les auteurs constatent que les questions écologiques sont vues au prisme des cités qui leur préexistent, qu'elles sont comme diffractées en dimensions hétérogènes. Les arguments en faveur de la conservation de la biodiversité s'appuient tantôt sur l'une tantôt sur l'autre des six échelles de valeurs de la théorie de la justification (arguments économiques, de fonctionnalité, traditionnels, esthétiques, etc.). Toutefois, pour riche et éclairante qu'elle soit, cette justification de la bio-diversité à l'aune d'autres valeurs ne parvient pas à exprimer complètement les valeurs écologiques. Pour autant, aux yeux de Lafaye et Thévenot, comme de Godard, on ne peut pas parler d'une cité écologique, construite sur des valeurs spécifiques, notamment parce que la préoccupation pour les systèmes écologiques ne s'appuierait pas sur un souci qui concerne directement l'homme, comme le veut la grammaire des cités, mais qui le concerne par des détours trop éloignés (les générations futures, les lectures non discutables de la situation socio-écologique par des experts scientifiques, le fait de conférer des droits à des non-humains). Pour notre part, nous considérons à l'inverse (Mermet, 2007) que la cité

écologique existe bien et se renforce progressivement. Son principe organisateur est l'attachement à la nature, à « la planète », ainsi que le fait pour chacun d'être prêt à faire, au bénéfice de celles-ci un geste, un effort, un détour par rapport à son propre intérêt immédiat.

Cet enjeu de la spécificité des valeurs écologiques éclaire, selon nous, un aspect important du débat sur l'utilisation des OEB. De nombreuses personnes impliquées dans les dossiers de biodiversité le sont précisément parce qu'elles sont attachées à la biodiversité elle-même et veulent agir pour elle. Pour ces personnes, il est important en soi que l'on s'occupe de la nature, que l'on ménage les éléphants, les forêts, les grands fonds marins. Le recours à des arguments, à des instruments appuyés sur d'autres valeurs (d'utilité, d'esthétique, etc.) les place dans une situation ambivalente. D'un côté, mobiliser ces valeurs peut aider à rallier à leur cause d'autres acteurs (même pour des raisons étrangères aux valeurs écologiques). Mais, de l'autre, n'est-ce pas freiner encore l'émergence des valeurs écologiques qu'ils ont le plus à cœur de promouvoir, leur barrer la route insidieusement et renforcer ce qui s'y oppose (par exemple si un plaidoyer fondé sur les services écosystémiques récréatifs renforce les valeurs du consumérisme) ? Face aux pressions de tous ordres et au barrage de critiques éthiques qu'elles rencontrent, les actions pour la conservation ont à la fois besoin d'alliés pour les soutenir et besoin de faire exister leurs valeurs propres par elles-mêmes. Les instruments économiques apportent des alliés, et c'est une raison pour laquelle beaucoup plaident pour leur usage. Mais, selon qu'ils sont vus comme purs moyens au service d'une cause (la biodiversité), ou comme une redéfinition des fins ramenant une fois de plus la biodiversité au trop simple concept de ressource (dont on peut user et abuser), leur sens et leurs effets peuvent être appréciés de manière complètement différente. La réflexion sur le statut possible des valeurs écologiques dans le modèle des cités de la théorie de la justification peut apporter des clés de lecture utiles sur ces dilemmes et controverses.

C'est dans la pratique, et non dans un débat de principe surplombant, que s'articulent les valeurs contradictoires

Pour conclure, la théorie de la justification apporte des ressources intéressantes pour répondre à la question : comment se situer dans les controverses de valeurs autour des outils économiques pour la biodiversité ? Elle aide également à prendre conscience du fait que cette question des valeurs n'est pas une sorte de préalable général à traiter dans un grand débat de principe, mais que c'est bien dans la pratique, par le débat et la confrontation entre les acteurs à tous les niveaux d'organisation de l'action, que les multiples contradictions qu'elle comporte peuvent, et doivent, être traitées.

2.4.2. *Autres questions organisatrices, autres approches théoriques mobilisables*

Outre la question des valeurs, que nous venons de traiter dans un certain détail, notre recherche sur l'utilisation concrète des outils économiques pour la biodiversité nous a conduits à souligner quatre autres questions organisatrices de la réflexion. Qui est l'opérateur de l'action en faveur de la biodiversité ? Quelles règles de gestion et institutions peuvent-elles être négociées entre les protagonistes pour la gestion du bien commun qu'est la biodiversité ? Comment les aspects techniques, sociaux, politiques, économiques, etc. peuvent-ils se réagencer conjointement pour déboucher sur de nouveaux arrangements socioécologiques ? Comment appréhender la dimension de lutte, ou de rapport de force, que l'on retrouve dans de nombreux dossiers de biodiversité ? Pour chacune de ces questions, nous avons identifié une approche théorique qui nous semble l'éclairer sous un jour utile. Nous passons brièvement en revue *infra* ces questions et quelques-uns des éclairages identifiés^[65].

Qui est l'opérateur de l'action en faveur de la biodiversité ?

On imagine mal réfléchir à l'usage d'un outil sans une vision claire de son opérateur. Quel genre d'acteur est-il ? Comment est-il organisé ? Quelles sont ses capacités ? Pourtant, de nombreux écrits et discussions sur les outils économiques pour la biodiversité semblent soit considérer la réponse comme allant de soi (c'est le gouvernement qui agit), soit éluder la question, comme s'il importait peu que l'outil soit utilisé par une autorité administrative, par les acteurs réunis « autour de la table », ou par une ONG qui défend la biodiversité. Sur la base de travaux antérieurs (Mermet *et al.*, 2013), nous proposons de lever ce flou en distinguant clairement cinq types de configurations de l'opérateur de l'action en faveur de la biodiversité : (i) le gouvernement (l'action est portée par les pouvoirs publics), (ii) la coordination (l'action est du ressort des acteurs agissant conjointement), (iii) la révolution (l'action est menée par des forces révolutionnaires susceptibles de renverser un système politique et économique qui serait intrinsèquement défavorable à la biodiversité), (iv) la gouvernance, hybride de gouvernement et de coordination (où l'action est le fruit de procédures complexes où participent à la fois les pouvoirs publics et les parties prenantes du problème de biodiversité), (v) l'action minoritaire de changement (où l'action est portée par un acteur engagé spécifiquement sur l'environnement, face aux autres acteurs de la société).

[65] Pour approfondir ces questions, se référer aux chapitres 6, 7, 9 et 10 de Mermet *et al.* (2014).

L'utilisation des outils économiques n'a pas les mêmes bases, le même sens, les mêmes modalités, selon le type d'opérateur de référence au regard duquel on raisonne. Pour n'en donner que deux exemples : l'utilisation éventuelle des évaluations économiques des services écosystémiques pour décider, sur la base d'un bilan coûts-avantages, n'a de sens que dans les configurations du gouvernement ou de la coordination, où il existe une certaine unité de décision. En revanche, l'utilisation de ces évaluations comme plaidoyers est envisageable dans tous les cas de figure (par exemple, pour justifier une politique, du point de vue du gouvernement, ou pour alimenter un discours de contestation, du point de vue révolutionnaire, etc.). Toutefois, selon le type de portage envisagé, ni la conduite de l'évaluation, ni son utilisation, ne seront réalisées de la même façon. Si nous prenons ensuite pour exemple les paiements pour services écosystémiques, leur négociation, leur fonctionnement et leurs impacts ne seront pas du tout les mêmes selon que ces paiements sont le fait d'une autorité publique ou qu'ils résultent d'un accord direct entre acteurs de la société civile (Laurans *et al.*, 2011).

Au final, il nous semble particulièrement utile, dans les discussions sur les outils économiques pour la biodiversité et leur utilisation, d'explicitier clairement en fonction de quel type d'opérateur de l'action collective chacun raisonne. Quant à l'utilisation concrète des outils sur le terrain, elle suppose *a fortiori* de clarifier en détail qui est l'opérateur de l'outil et dans quel contexte il opère.

Dans quelle mesure les outils économiques aident-ils à renégocier utilement les institutions et les règles de gestion de la biodiversité ?

Un autre élément crucial de la compréhension du contexte d'utilisation des OEB est de comprendre les institutions et règles de gestion déjà en place, et d'analyser la capacité des parties prenantes à les améliorer et à les mettre en œuvre. Sous cet angle institutionnel, les outils économiques pour la biodiversité peuvent en effet être vus comme des éléments de règle à ajouter aux arrangements déjà existants, de façon à enrichir et améliorer leur fonctionnement. Pour les évaluations des services écosystémiques, il peut s'agir par exemple de compléter les règles des études de justification des projets d'infrastructures publiques pour y inclure davantage les enjeux de la biodiversité (c'est la visée principale du rapport du CAS sur la biodiversité, cf. Chevassus-au-Louis *et al.*, 2009). Les paiements pour services écosystémiques peuvent contribuer à l'élaboration d'accords complexes entre parties prenantes de la gestion d'un écosystème, en offrant la possibilité d'équilibrer des contraintes acceptées par des transferts financiers (Muradian *et al.*, 2009). Les achats de terrains ou de servitudes donnent un levier pour restructurer les relations entre acteurs en réorganisant la situation foncière. Les banques de compensation de la biodiversité

complètent les règles juridiques qui régissent l'aménagement en y ajoutant des possibilités nouvelles pour la mise en œuvre des obligations de compensation des impacts non évitables sur la biodiversité.

L'outil n'agit pas seul mais comme une possibilité ou une obligation supplémentaire dans un ensemble de règles déjà complexes qui régissent les relations entre les acteurs de chaque situation où la biodiversité est en jeu. Ce n'est pas l'outil par lui-même qui détermine un résultat, mais l'ensemble des règles qui régissent la situation et dont l'outil présenté comme nouveau, ou décisif, n'est en fait qu'une composante parmi d'autres. Il est dès lors essentiel d'analyser les situations d'utilisation des outils économiques pour la biodiversité sous l'angle de la capacité (ou non) des parties prenantes à négocier entre elles la mise en place et l'application de règles qui, au final, débouchent sur une résolution effective de leurs problèmes de ressources ou de biodiversité. La théorie des ressources en bien commun (Ostrom, 1990) est particulièrement éclairante pour analyser en profondeur les conditions de possibilité (ou non) de ces renégociations décisives. Pour n'en donner qu'un exemple, Fisher *et al.*, (2010) montrent, au sujet de la gestion de bassins versants en Tanzanie, en quoi l'utilisation de PSE n'est pas vraiment pertinente si on la replace dans le contexte des institutions et règles de gestion de la ressource telle que la théorie des ressources en bien commun permet de l'analyser dans ce cas.

Les outils économiques pour la biodiversité : réelles innovations ou dispositifs « plaqués » ?

D'autres aspects du travail de recontextualisation des OEB portent sur l'articulation entre aspects économiques, techniques, politiques, des situations de gestion de la biodiversité, et sur le rôle de l'innovation, des transformations permanentes qui sont à l'œuvre dans ces situations. Ici, la perspective de la sociologie de la traduction, proposée par Callon (1986), apporte des éclairages utiles. Elle repose sur l'idée qu'une innovation, pour réussir et impulser un changement tangible, doit constituer un « *point de passage obligé* », en ce sens que tous les protagonistes de la situation aient intérêt à changer leur manière de faire pour passer par le nouveau dispositif proposé. L'enjeu n'est pas tant de savoir si l'on arrive à faire fonctionner le dispositif innovant, mais s'il est capable de s'imposer en faisant renoncer à certaines manières antérieures de faire et d'instaurer ainsi de nouveaux comportements et de nouveaux rapports entre les parties prenantes de la situation.

Si l'on envisage ainsi les OEB comme des innovations, on peut se demander si l'ESE parvient à transformer les raisonnements des acteurs et décideurs, ou si elle constitue simplement un exercice arbitraire de traduction en chiffres monétaires, qui n'apporte

pas de nouvelles informations ni de nouveaux raisonnements (une sorte de nouvel esperanto). De même, selon qu'ils conduisent à (re)configurer effectivement les manières de faire ou qu'ils aboutissent simplement à rajouter une source de financement dans une situation non améliorée (comme dans les comportements d'éco-opportunisme mis en évidence par Busca, 2010), les PSE n'ont pas du tout la même portée sur le terrain.

Un autre volet important de cette sociologie de l'innovation est de montrer à quel point les aspects techniques, économiques, politiques, juridiques, etc., sont inter-dépendants et de donner des grilles de lecture pour analyser la manière dont l'action d'innovateurs (ici, sur la base de nouveaux outils économiques pour la biodiversité) parvient (ou non) à toucher conjointement ces différents plans pour déboucher sur de nouvelles configurations.

Les concepts proposés par Latour (1999) sur les « *politiques de la nature* » apportent des éclairages voisins et complémentaires, qui mettent davantage l'accent sur les questions de délibération entre acteurs et sur les reconfigurations politiques (au sens très large) qui vont de pair avec la prise en charge des nouvelles questions écologiques.

Comment appréhender les rapports de force que l'on retrouve dans de nombreux dossiers de biodiversité ?

Dans le deuxième texte de cet ouvrage (1.2), nous avons montré que chaque dossier de biodiversité, pour déboucher, devait être porté par un acteur d'environnement. Nous avons pointé aussi l'importance des rapports de pouvoir qui s'instaurent entre celui-ci et d'autres acteurs indifférents, réticents ou résistants à des changements en faveur de la biodiversité. Cet aspect est tout aussi décisif dans l'utilisation des OEB que pour le reste de l'action environnementale. Pour l'aborder, nous avons proposé comme approche l'analyse stratégique de la gestion environnementale (ASGE) (Mermet, 2011).

Celle-ci nous invite, par exemple, à bien replacer les actions en faveur de tel enjeu de biodiversité face à d'autres actions qui, elles, jouent en sa défaveur. Dans le champ des instruments économiques, cela peut conduire à un retournement de perspective, qui braque le projecteur sur les subventions dommageables à la biodiversité (*brown subsidies* en anglais), et non sur les seuls financements qui visent à la protéger (par exemple, des programmes de PSE). Un tel retournement nous semble particulièrement pertinent si l'on considère à quel point les premières (*brown subsidies*) sont souvent d'un ordre de grandeur bien supérieur à celui des seconds. De même, mettre en évidence, par une EEE, les pertes économiques que causeraient les impacts écologiques

d'un projet présente peu d'intérêt, si l'on est prêt à réaliser ce projet même lorsqu'il n'est pas rentable économiquement, ce qui est une situation fréquente (Henry, 1986 ; Mermet, 2003). Là encore, le retournement auquel invite la prise en compte des stratégies et rapports de pouvoir montre qu'il est souvent plus pertinent de critiquer les projets d'équipement non fondés sur le plan économique, que de rajouter à des études de justification déjà discutables des éléments supplémentaires sur la biodiversité.

Un autre apport de la perspective stratégique est de montrer que pour appréhender la portée des OEB, il est essentiel de savoir quel est le degré de motivation (on pourrait écrire, de combativité) en faveur de la biodiversité de l'opérateur qui les utilise. Le même outil en apparence (par exemple un PSE pour l'adoption de certaines pratiques agricoles) n'aura pas la même portée selon qu'il est mis en œuvre par un opérateur qui fera pression pour s'assurer de la réalité des effets favorables pour la biodiversité ou par un opérateur investi des intérêts des agriculteurs, susceptible d'être surtout sensible aux effets de soutien des revenus et attentif à en faire bénéficier le plus de producteurs possibles, quelle qu'en soit la pertinence environnementale (Busca, 2010).

Conclusion

Dans l'activité des bailleurs de fonds, et plus généralement de l'aide publique au développement en matière de biodiversité, les outils économiques pour la biodiversité constituent un enjeu important dans la mesure où, de façon bien plus large, leur mode d'action repose essentiellement sur les outils économiques. La question posée ne nous semble pas tant être « faut-il les mobiliser ? » que « comment les mobiliser efficacement ? ». Nous espérons avoir montré que, pour appréhender les potentialités et les inconvénients des outils économiques pour la biodiversité, il importe maintenant de porter les recherches, la réflexion et la discussion sur les conditions réelles de leur utilisation plutôt que sur des jugements généraux de principe. Leurs effets – et en particulier leur utilité ou non pour la biodiversité – dépendent étroitement du contexte de chaque cas. On ne peut cependant se contenter d'écrire que chaque cas est un cas d'espèce, en général complexe : il faut se donner les moyens (dans notre cas plus particulièrement les bailleurs de fonds et leurs partenaires du Sud) de décrire et d'analyser cette diversité et cette complexité des situations réelles. Cela passe, d'une part, par des questions clairement posées pour organiser et guider le diagnostic, soit, pour reprendre, dans un autre ordre, les cinq questions qui nous semblent prépondérantes et que nous avons exposées ici : (i) quel est l'opérateur de l'action en faveur de la biodiversité et de l'usage de l'outil

économique pour la biodiversité ? (ii) Dans quels rapports de pouvoir est-il pris ? (iii) A quelles institutions et règles déjà présentes va se rajouter un outil économique pour la biodiversité que l'on mettrait en œuvre, et quelle est la capacité des parties prenantes à négocier les règles de manière utile pour la biodiversité ? (iv) Quelles innovations techniques, économiques, politiques sont en jeu, quelles recompositions sont en cours ? (v) Sur quels arguments de valeur les parties prenantes du dossier s'opposent-elles ? Cela passe, d'autre part, par la mobilisation d'outils théoriques (cadres d'analyse, concepts, manières de développer et d'organiser le questionnement) adaptés aux situations particulières et aux questions d'action qui se posent. Les ressources disponibles pour cet exercice (dont nous avons ici proposé un certain nombre d'exemples) sont abondantes. Travailler à les mobiliser et les développer davantage pour saisir concrètement les outils économiques pour la biodiversité devrait maintenant être une priorité. En effet, et nous rejoignons ici le propos général de l'ouvrage, c'est dans le cadre concret des stratégies d'action et des situations particulières de mise en œuvre que ces outils prennent leur sens et produisent (ou non) les effets que l'on en attend.

Bibliographie

BARBIER, M. (1995), « Gestion locale de la qualité de l'air et légitimité industrielle : la "vallée de la chimie" lyonnaise », *Natures Sciences Sociétés*, 3 (4).

BOLTANSKI, L. (1990), *L'amour et la justice comme compétences: trois essais de sociologie de l'action*, Métailié, Paris.

BOLTANSKI, L. et L. THÉVENOT (1991), *De la justification. Les économies de la grandeur*, Gallimard, Paris.

BROUGHTON, E. et R. PIRARD (2011), "Market-Based Instruments for Biodiversity: What's in a Name?", *Our World* (United Nations University), <http://ourworld.unu.edu/en/market-based-instruments-for-biodiversity-whats-in-a-name>

BUSCA, D. (2010), *L'action publique agri-environnementale : la mise en œuvre négociée des dispositifs*, L'Harmattan, Paris.

CALLON, M. (1986), « Éléments pour une sociologie de la traduction – la domestication des coquilles Saint-Jacques et des marins pêcheurs dans la baie de Saint-Brieuc », *L'année sociologique*, 36.

CHEVASSUS-AU-LOUIS, B., J.-M. SALLES et J. L. PUJOL (2009), « Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes – Contribution à la décision publique », Centre d'analyse stratégique, Paris.

DAILY, G. C, S. POLASKY, J. GOLDSTEIN, P. M KAREIVA, H. A MOONEY, L PEJCHAR, T. H RICKETTS, J. SALZMAN et R. SHALLENBERGER (2009), "Ecosystem Services in Decision Making: Time to Deliver", *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(1).

DOSSE, F. (2005, réédition), *L'empire du sens – l'humanisation des sciences sociales*, La Découverte, Paris.

FISHER, B., K. KULINDWA, I. MWANYOKA, R. KERRY TURNER et N.D. BURGESS (2010), "Common Pool Resource Management and PES: Lessons and Constraints for Water PES in Tanzania", *Ecological Economics*, 69 (6).

GODARD, O. (1995), *Théorie et pratique de la mise en œuvre du principe pollueur-payeur : aspects économiques, sociologiques, institutionnels et politiques*, SMASH/ ministère de l'Environnement, Paris.

HENRY, C. (1986), *Affrontement ou connivence – la nature, l'ingénieur, le contribuable*, École polytechnique, Paris.

KUMAR, P. (Ed.) (2010), *The Economics of Ecosystems and Biodiversity – Ecological and Economic Foundations*, Earthscan, Londres et Washington.

LAFAYE, C. et L. THEVENOT (1993), « Une justification écologique ? Conflits dans l'aménagement de la nature », *Revue française de sociologie*, 34(4).

LATOUR, B. (1999), *Politiques de la nature – comment faire entrer les sciences en démocratie*, La découverte, Paris.

LAURANS, Y., S. AOUBID et T. LEMÉNAGER (2011), « Les paiements pour services environnementaux : de la théorie à la mise en œuvre, quelles perspectives dans les pays en développement ? », *A Savoir*, n° 7, AFD, Paris, <http://www.afd.fr/webdav/site/afd/shared/PUBLICATIONS/RECHERCHE/Scientifiques/A-savoir/07-A-Savoir.pdf>

LAURANS, Y., A. RANKOVIC, R. BILLÉ, R. PIRARD et L. MERMET, (2013), "Use of Ecosystem Services Valuation for Decision Making: Questioning a Literature Blindspot", *Journal of Environmental Management*, 119(15).

MERMET, L. (2011), "Strategic Environmental Management Analysis: Addressing the Blind Spots of Collaborative Approaches", *Pour le débat*, 5, Iddri/Sciences Po, Paris.

MERMET, L. (2007), « La cité écologique : droit de cité pour la nature et les environnementalistes – Recherche environnementale sur la société », 8^e conférence, <http://laurent-mermet.fr/?wpdmact=process&did=MzguaG90bGluaw==>

MERMET, L. (2003), *Concertations orchestrées ou négociations décisives? Tome 2 : Comptabiliser les enjeux pour éclairer les processus*, ENGREF/MEDD, Programme concertation, décision et environnement, Paris.

MERMET, L., K. HOMEWOOD, A. DOBSON et R. BILLÉ (2013), "Five Paradigms of Collective Action Underlying the Human Dimension of Conservation" in MC DONALD, D. et K. G. WILLIS (Ed.), *Key Topics in Conservation Biology*, Wiley-Blackwell, Oxford.

MERMET, L., Y. LAURANS, et T. LEMÉNAGER (2014), "Tools for What Trade? Analysing the Utilisation of Economic Instruments and Valuations in Biodiversity Management", *A Savoir*, No. 25, AFD, Paris, <http://www.afd.fr/webdav/site/afd/shared/PUBLICATIONS/RECHERCHE/Scientifiques/A-savoir/25-VA-A-Savoir.pdf>

MURADIAN, R., E. CORBERA, U. PASCUAL, N. KOSOY et P. H. MAY, (2009), "Reconciling Theory and Practice: An Alternative Conceptual Framework for Understanding Payments for Environmental Services", *Ecological Economics*, 69(6).

O'NEILL, J. (2007), *Markets, Deliberation and Environment*, Routledge, Abingdon.

O'NEILL, J. et L. C. SPASH (2000), "Conceptions of Value in Environmental Decision-Making", *Policy Research Brief*, No. 4, Cambridge, UK.

OSTROM, E. (1990), *Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action*, Cambridge University Press, Cambridge.

Troisième partie

De quels outils de pilotage
se doter pour favoriser
le tournant environnemental ?

De quels outils de pilotage se doter pour favoriser le tournant environnemental ?

Après les outils d'intervention, la troisième et dernière partie de cet ouvrage vient éclairer l'usage d'une gamme d'outils appelés « outils de pilotage ». Il est courant d'entendre ou de lire des propositions d'outils de pilotage laissant penser qu'il suffit de se doter du bon outil, de la boussole adaptée, pour assurer la réussite de l'action. Il est vrai, par ailleurs, que toute action fait l'objet de rebondissements divers, de changements, d'effets plus ou moins attendus, de décisions multiples, etc. Dans cette partie, composée de quatre textes, nous nous intéressons donc aux outils qui existent, ceux dont les opérateurs de l'aide au développement se dotent (ou peuvent se doter) afin d'appuyer leur tournant environnemental. Si les outils abordés sont différents de ceux analysés en deuxième partie, nous verrons que, là encore, tout outil, pour être efficace, doit être compris dans son contexte d'action organisationnel et politique.

Dans le premier texte de cette dernière partie (3.1), où il est à nouveau question d'outil économique, mais cette fois-ci en tant qu'outil de pilotage, Laurans et Haddad présentent les résultats d'une recherche menée en 2012 sur la façon dont les évaluations économiques des services écosystémiques (EESA) peuvent être utilisées pour guider les arbitrages des organisations de l'aide au développement sur les projets dont les impacts mettent la biodiversité en jeu. Dans le principe, ces évaluations sont censées compléter les analyses coûts-bénéfices (ACB) des projets, corriger la prise en compte jusqu'ici insuffisante des impacts écologiques dans ces ACB, et ainsi remédier aux erreurs d'arbitrage qui en résulteraient. Or, l'étude détaillée des processus de décision sur le financement des projets au sein de quatre organisations d'aide au développement montre que les arbitrages ne sont pratiquement jamais déterminés par les résultats d'une telle analyse. Ils résultent d'une appréciation très globale par les chefs de projets des risques et de la faisabilité des projets au vu des multiples

éléments du contexte, une appréciation qui est portée préalablement au démarrage de la procédure formelle d'instruction des projets, et dont les résultats ne sont que très difficilement remis en cause une fois celle-ci engagée. Pour des raisons diverses (détaillées dans le texte), les ACB, et *a fortiori* les évaluations économiques des services écosystémiques, qui n'en constituent qu'un volet (et par forcément le plus robuste), ne peuvent pas servir de base aux arbitrages. Les auteurs montrent en revanche que si l'on renonçait à leur faire jouer ce rôle illusoire, on pourrait développer leur utilisation dans une autre direction, pour enrichir les plaidoyers contradictoires sur l'opportunité des projets et sur les mesures à prendre pour améliorer leur mise en œuvre.

Le deuxième texte (3.2) se présente comme une démonstration par l'absurde du gouffre auquel conduirait une démarche de pilotage qui se voudrait purement rationnelle et ignorerait délibérément les conditions politiques et organisationnelles de l'action pour la biodiversité. Billé y analyse les impasses auxquelles conduit la démarche controversée de « triage » proposée depuis quelques années, et qui consiste à établir des priorités *a priori* dans les objectifs de biodiversité, acceptant ainsi de sacrifier certaines espèces, certains milieux, etc., au motif que l'on disposerait de moyens limités pour conserver la biodiversité et qu'il conviendrait dès lors de choisir ce que l'on veut sauver. Or, l'examen des controverses suscitées par l'outil et de ses difficultés méthodologiques montre bien que la définition des priorités renvoie au-delà des objections éthiques, à des impasses méthodologiques et politiques à peu près insurmontables. Quant aux décisions sur la conservation de la biodiversité, elles sont le résultat de procédures, de tractations et négociations qui n'ont aucune chance (et aucune raison) de reprendre des hiérarchies de priorités fixées d'avance. Les moyens disponibles pour la conservation de la biodiversité ne sont pas davantage indépendants des priorités fixées, si bien que le caractère linéaire du raisonnement « on dispose de moyens x, fixons des priorités pour les allouer au mieux » n'est pas pertinent. Le « pragmatisme » revendiqué par les tenants de tels outils en apparence rationnels n'est alors qu'un pragmatisme de façade, déconnecté qu'il est des conditions réelles de l'action.

Le troisième texte (3.3) reprend des résultats clés de la recherche doctorale de Belna, qui a observé et analysé, de 2009 à 2013, la mise en œuvre du Fonds de partenariat pour le carbone forestier (FPCF), un fonds international destiné à promouvoir une meilleure gestion des forêts, en particulier pour le stockage du carbone, mais aussi pour la biodiversité. L'un des ressorts essentiels prévus pour garantir la pertinence du fonds est une forme de conditionnalité environnementale. Les États présentent des programmes d'action nationaux pour la forêt ; ces programmes sont soumis à évaluation, en particulier du point de vue de leur pertinence au regard des objectifs environnementaux du programme ; les fonds sont attribués à chaque programme

national s'il a été évalué positivement par les experts désignés. Mais Belna montre que cette élégante théorie d'action linéaire et rationnelle se voit fortement infléchie par les conditions réelles de sa mise en œuvre. D'une part, la mise en œuvre du fonds est pilotée par un comité d'États participants, comité dont le fonctionnement est guidé par les règles et habitudes de procédures des Nations unies, et donc par les logiques politiques de la négociation internationale multilatérale. Dès lors, les États s'impliquent dans les évaluations, qui deviennent ainsi des produits de négociation, et débouchent sur des décisions (négociées elles aussi) dans lesquelles la logique simple de la conditionnalité n'a plus guère de place. D'autre part, une fois prise la décision d'attribuer les fonds, leur mise en œuvre est assurée par la Banque mondiale. La réalisation concrète des conditions environnementales prévues dans les décisions va alors dépendre de la manière dont les fonds sont administrés par cette organisation. Ses procédures complexes, ainsi que les impératifs gestionnaires de ne pas rallonger les décaissements vont à leur tour éloigner encore l'action concrète des conditions environnementales de principe qui avaient été prévues par les intentions et décisions initiales. En d'autres termes, l'efficacité environnementale des dispositifs de financement internationaux ne résulte pas simplement de décisions de principe, mais dépend des négociations politiques et des logiques organisationnelles des opérateurs.

Dans le quatrième et dernier texte (3.4) proposé par Tiphaine Leménager, tous les enjeux précédemment évoqués se trouvent d'une certaine manière subsumés autour d'une question très simple : comment apprécier le montant des dépenses d'une organisation d'aide au développement en matière de biodiversité (par exemple une fois que les responsables politiques ont pris des engagements internationaux sur le niveau des efforts à consentir en la matière) ? Mais comment faire la part des dépenses pour le développement et de celles pour la biodiversité quand les deux thèmes sont articulés diversement au sein des projets ? Est-il raisonnable d'estimer l'ampleur de l'effort pour la biodiversité en fonction d'un niveau de dépense ? Sur un plan pratique, comment mettre en œuvre un système de comptabilisation des dépenses « biodiversité » au sein de l'organisation ? Dans ce texte, Leménager replace la question au sein du contexte des engagements multilatéraux sur la biodiversité et présente les étapes successives de la mise en place d'un tel système de comptabilisation des dépenses à l'AFD. On y voit à l'œuvre, dans la pratique, l'imbrication entre questions techniques, stratégies politiques et fonctionnements organisationnels, et l'on constate avec l'auteur que, même s'il est tout sauf une science exacte, ce travail de comptabilisation est un support intéressant de discussion et un outil utile pour la gestion de l'action biodiversité au sein de l'APD et pour la décision politique nationale et internationale en la matière.

3.1. Évaluation économique des services écosystémiques pour les bailleurs de l'aide au développement : les usages théoriques attendus masquent le potentiel réel d'utilisation

Yann LAURANS et Alexander HADDAD^[66]

Depuis environ une décennie, l'évaluation économique des services écosystémiques (EESE) a connu un fort regain d'intérêt, comme le démontre le nombre exponentiel de publications éditées à son sujet ces dernières années (Gomez-Baggethun *et al.*, 2010 ; Sagoff, 2011 ; TEEB, 2009 ; Turner et Daily, 2008). Cette attention renouvelée^[67] est probablement en partie due aux espoirs que fait naître la possibilité de monétariser les services que nous apportent les écosystèmes et la biodiversité : en leur « *donnant un prix* », l'EESE est censée permettre leur prise en compte dans le processus par lequel entreprises, ménages et administrations « *pèsent le pour et le contre* » pour décider (Pearce, 1998). Les valeurs monétaires attribuées aux services écosystémiques sont ainsi disponibles pour être intégrées aux raisonnements sur lesquels repose la décision^[68], et en particulier à l'analyse *a priori* des coûts et bénéfices potentiels (ACB, voir encadré 3).

[66] Cette recherche a été entreprise grâce au soutien financier de la Fondation d'entreprise Hermès, sous la direction de Raphaël Billé (Iddri), et selon les orientations tracées par Laurent Mermet (AgroParisTech). Le travail de terrain a bénéficié de l'accueil et de la grande disponibilité des 42 cadres des cinq banques publiques de développement mentionnées, dont la liste serait trop longue ici, mais qui ont ouvert leurs dossiers, longuement répondu à nos questions, et apporté chacun une parcelle de leur connaissance pour faire émerger les résultats mentionnés. Jean-Roger Mercier (Banque mondiale) et Tiphaine Leménager (AFD) ont été les précieuses portes d'entrée des terrains américain et français.

[67] L'approche n'est en effet pas véritablement nouvelle, mais l'attention qui lui est portée par la communauté scientifique et les publications de toutes natures a crû exponentiellement à partir du début des années 2000, et, notamment, de la commande du *Millenium Ecosystem Assessment* par l'ONU (Hassan et Scholes, 2005, p. 821).

[68] Ce que l'économie de l'environnement nomme « *l'internalisation* » des biens et services environnementaux.

L'EESE se propose d'apprécier l'importance d'un « coût ou d'un bénéfice environnemental », c'est-à-dire la valeur monétaire de la perte ou d'un gain d'une fonctionnalité écologique, d'une espèce, d'un espace naturel, d'un paysage, etc. Cette valeur monétaire est alors disponible pour être associée aux autres valeurs monétaires qui entrent en ligne de compte pour comparer *a priori* les coûts et les avantages que la société retirerait de la mise en œuvre d'un projet : l'analyse coûts-bénéfices (ACB), en regard des coûts et bénéfices qu'elle retirerait de l'absence de projet (Mishan et Quah, 2007 ; Pearce et Turner, 1990 ; Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2007).

Dans l'ACB, une partie des éléments à prendre en compte ne pose pas de problème conceptuel pour leur évaluation. Par exemple, le coût budgétaire d'investissement dans une infrastructure est naturellement exprimé sous la forme monétaire. Il n'en est pas de même pour les dimensions environnementales et sociales, qui ne font pas toutes référence à des biens et services faisant l'objet d'échanges marchands.

C'est pourquoi l'enjeu et la difficulté principale d'une ACB est l'intégration des valeurs non marchandes, et c'est sous cet angle qu'elle fait l'objet des recherches les plus nombreuses (Schultze, 2004).

L'EESE est donc le processus par lequel on fixe un prix (virtuel) aux services écosystémiques, et l'ACB est le raisonnement par lequel on évalue *a priori* l'intérêt collectif à entreprendre le projet considéré (Chevassus-au-Louis *et al.*, 2009 ; Turner et Daily, 2008).

Les banques publiques de développement apparaissent à ce propos des organismes théoriquement très adaptés à l'emploi de l'ACB et de l'EESE, pour quatre raisons au moins :

- leur mission est de contribuer au développement (en principe, durable) des pays aidés ; à ce titre leur décision doit intégrer l'intérêt général de l'économie dudit pays, et donc l'ensemble des critères de bien-être, et non seulement les critères économiques ;
- même si le projet envisagé est piloté par le pays bénéficiaire, elles possèdent une assez grande autonomie de décision en matière de choix et de sélection des projets, elles sont souvent *leaders* du financement de leurs projets, et parfois même de leur processus de mise en œuvre ; pour les pays les moins avancés, en particulier, leur financement détermine souvent l'existence du projet ;
- elles doivent procéder à des arbitrages assez précis et concrets, concernant l'opportunité de financer ou non chaque projet ;

- enfin, elles constituent (surtout la Banque mondiale) des sources de référence dans la littérature consacrée à l'ACB (UICN *et al.*, 2004 ; *The International Bank for Reconstruction and Development*, 2004 ; *The World Bank Operations Evaluation Department*, 2002 ; Banque mondiale IEG, 2010).

De ce fait, on peut s'attendre à ce que la pratique de ces instruments économiques par les banques publiques de développement incite ces dernières à prendre des décisions favorables à l'environnement en général, et aux services écosystémiques en particulier.

Cela suppose au moins deux conditions: (i) que ces instruments soient effectivement utilisés et qu'ils occupent une place déterminante dans le processus de décision des banques publiques de développement ; (ii) que les résultats et les messages qu'ils transmettent soient suffisamment probants pour entraîner des décisions favorables à la biodiversité. Sont-elles remplies ? C'est ce que nous cherchons à établir ici.

Encadré 4 Matériels et méthodes

La recherche s'est fondée sur cinq études de cas de banques publiques de développement (cf. Haddad, 2011) : la Banque mondiale, l'AFD, la KfW, la BEI, et la Banque inter-américaine de développement (BIAD). Ces banques présentent des caractéristiques différentes, notamment liées à leurs tutelles et actionnariat, et partant, de leurs relations avec les États : banques bilatérales (AFD et KfW), multilatérales régionales (BEI et BIAD) et multilatérales internationales (Banque mondiale). En plus de l'analyse de la littérature concernant ces organismes, et leur littérature institutionnelle et professionnelle, des entretiens avec 42 interlocuteurs différents ont été réalisés avec des employés de ces banques, sélectionnés pour leur position dans la chaîne de décision. Les entretiens ont été effectués dans un mode semi-directif, à partir d'une grille flexible de questions. Nous avons eu la chance de pouvoir rencontrer, dans certaines institutions, des chercheurs reconnus dans le domaine de l'évaluation de l'environnement, dont les publications ont été mises à profit^[69].

Chaque banque publique de développement a été étudiée selon la problématique suivante : (i) quelle est l'organisation (managériale) de son système de décision ? (ii) Comment les questions environnementales sont-elles traitées dans ce système ? (iii) Quels rôles les évaluations économiques y jouent-elles ?

...

[69] Citons notamment Ken Chomitz, Kirk Hamilton et Stefano Pagiola.

...

En termes d'enjeux environnementaux, la recherche s'est intéressée uniquement aux projets des banques publiques de développement ayant des conséquences en termes d'environnement « local » (eau, espaces, espèces, écosystèmes, paysages...), donc hors atmosphère, climat et carbone.

Les enquêtes et l'analyse documentaire se sont déroulées en 2010, et les publications ou événements survenus depuis octobre de cette année ne sont pas intégrés à cette recherche.

Nous avons analysé de manière approfondie les processus de décision de projet de cinq banques publiques de développement. Sur cette base, il devient possible d'examiner les potentialités réelles d'utilisation de l'EESE dans ce cadre. Pour cela, nous montrerons en premier lieu que les banques publiques de développement ont toutes adopté une organisation similaire, et que la décision y est la résultante de deux principes opposés : un principe actif de production et un principe passif de contrôle par filtre. Nous verrons ensuite que l'ACB est positionnée comme un moyen, parmi d'autres, du deuxième principe, et que c'est à cette occasion (*i.e.* comme composante de l'ACB) que l'EESE est prévue dans les procédures. Nous pourrions alors analyser le recours effectif à ces instruments dans la pratique des banques publiques de développement et constater un déficit important et croissant d'utilisation, surprenant au regard de leur conception pourtant idéale pour jouer ce rôle de filtre. Ce déficit d'utilisation s'explique à la fois par les caractéristiques de la pratique des banques publiques de développement, et par une faiblesse fondamentale de l'EESE en tant qu'instrument de contrôle et de filtre. Nous montrerons enfin que le potentiel de l'EESE pour orienter les décisions des banques publiques de développement serait à développer en reconnaissant sa nature heuristique, discursive et rhétorique qui, si elles sont défavorables à un usage comme filtre, sont au contraire bien adaptées pour alimenter la composante active de la production des projets.

3.1.1. La décision dans les banques publiques de développement : une force de proposition contre une force de tri

Pour comprendre les processus de prise de décision dans les banques publiques de développement, il est nécessaire en premier lieu d'examiner leur organisation générale.

L'organisation générale des banques publiques de développement : une structure matricielle

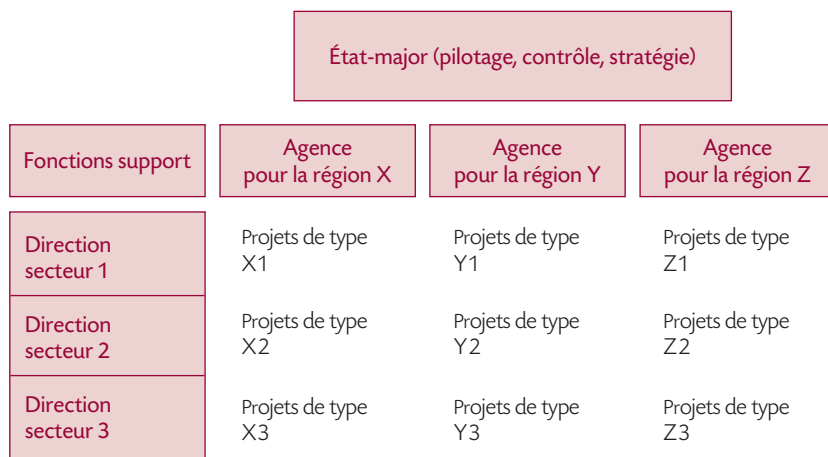
Malgré leurs différences, les cinq banques publiques de développement étudiées évoluent sur les mêmes terrains, proposent des produits et services similaires (prêts

souverains, non souverains, subventions, assistance technique, etc.). Ainsi que le prédisait Woodward (cité par Mintzberg, 1982), des organisations aux objets identiques adoptent la même « technologie ». L'organisation des banques publiques de développement suit par ailleurs un schéma également très similaire, matriciel : d'une part des unités organisées par région géographique (au siège des institutions et/ou sur les terrains concernés), que l'on nommera les « agences », d'autre part des unités organisées par secteur technique d'intervention, que l'on nommera les « directions sectorielles ». Enfin, des unités dites « supports », viennent appuyer les unités identifiées *supra* sur divers sujets. Les unes et les autres ont à produire ensemble les produits et services proposés par leur institution, d'où le concept de fonctionnement dit « matriciel ». Cette matrice est par ailleurs pilotée par un système de contrôle, de supervision et de management général, que l'on nommera « l'état-major ».

Ce principe général se retrouve dans quatre des banques publiques de développement étudiées en détail. Seule la BEI présente une structure un peu moins matricielle, où les secteurs géographiques sont regroupés en deux unités séparant l'UE du « reste du monde », et où les domaines sectoriels sont regroupés en une seule direction des projets^[70]. Dans l'ensemble des banques publiques de développement cependant, on peut dire que les projets sont ainsi gérés sur une double base géographique et sectorielle (cf. schéma 9).

[70] C'est notamment lié au fait que la BEI est atypique, son spectre d'intervention couvrant aussi bien des pays développés que des pays en développement, avec toutes les nuances et spectres entre les deux. La grande majorité des projets est réalisée dans le contexte moins complexe des pays européens, ce qui requiert une moindre spécialisation géographique des unités.

Schéma 9 Structure d'organisation générale des banques publiques de développement étudiées



Source : auteurs.

L'organisation de la décision

Sur la base d'une telle structure matricielle, l'autorité sur la décision est donc, structurellement, répartie entre les trois grandes entités, ici les agences, les directions sectorielles et les états-majors.

Le cycle de vie d'un projet

Le cycle de vie d'un projet comporte typiquement trois phases, chacune comprenant deux étapes, qui se retrouvent quasiment à l'identique, mais sous des noms différents, au sein des cinq banques publiques de développement étudiées.

1. La première phase est celle de l'émergence. Au cours de celle-ci, les équipes, en contact étroit avec les pays partenaires, cherchent à faire apparaître et à préparer des projets susceptibles de présenter un intérêt pour le pays et de répondre aux stratégies générales (les objectifs et priorités politiques) que la banque publique de développement a formulées, en interaction avec diverses parties prenantes, pour le pays, et pour le thème. Cette première phase se subdivise en deux étapes distinctes. D'abord l'identification, durant laquelle les équipes (surtout l'agence, mais aussi les directions sectorielles) prospectent les régions, repèrent les opportunités, les apprécient, les mettent en discussion avec les partenaires locaux, pour aboutir à un avant-projet. Ensuite la préparation, durant laquelle le contour

du projet est progressivement précisé et détaillé (dimensionnement, acteurs ciblés, zone associée, etc.). Les agences et les directions sectorielles sont associées dans ce processus, même si la répartition des rôles entre les deux entités est variable d'une banque publique de développement à l'autre. À la fin de la préparation, le projet est conçu dans ses grandes lignes.

2. Après l'émergence vient la phase d'instruction : c'est une phase plus formelle durant laquelle les projets sont évalués *a priori*, vérifiés et progressivement ajustés pour se conformer aux normes internes de la banque publique de développement. Le projet issu de l'étape de préparation passe en quelque sorte une série d'épreuves destinées à vérifier qu'il est conforme aux normes adoptées par l'organisme, normes elles-mêmes destinées à s'assurer des différents critères de qualité adoptés par les banques publiques de développement : pérennité du fonctionnement économique du projet, résistance aux risques économiques, solidité de la gouvernance économique, garanties contre la corruption et le blanchiment, risques-crédit, nuisances environnementales et sociales minimisées, etc. (nous reviendrons plus bas sur ces deux dernières). Cette phase d'instruction comprend, elle aussi, deux étapes : (i) tout d'abord une étape d'évaluation, encore relativement ouverte, où l'on apprécie la valeur du projet pour la politique de l'établissement, et où il est encore possible de le faire évoluer significativement (en lui ajoutant ou retranchant certains volets ou caractéristiques significatives, par exemple), puis, (ii) lors de l'étape d'approbation, le projet passe à travers des filtres de plus en plus formels, qui se concentrent principalement sur des vérifications, avant d'être formellement approuvé par l'état-major. Cette approbation marque, ici, la fin du processus de décision proprement dit. La durée moyenne d'instruction entre le premier enregistrement de la fiche d'identification du projet (durant l'étape de préparation) et l'autorisation de financement par le conseil d'administration est, par exemple, de 15 mois à l'AFD. Au terme de cette phase d'instruction, le projet fait l'objet d'une convention financière signée par les différentes parties prenantes. Le projet est alors dit « engagé », les « engagements annuels » représentant l'un des principaux indicateurs d'activité d'une banque publique de développement.
3. Après la décision vient la phase de réalisation. Celle-ci comprend une étape opérationnelle de mise en œuvre, de décaissement plus ou moins progressif des engagements contractés, suivie d'une étape terminale de clôture, comprenant son évaluation *a posteriori* ^[71].

[71] À la Banque mondiale, les six étapes sont dénommées *Identification, Preparation, Appraisal, Approval, Implementation et Completion*. À l'AFD, il s'agit de l'identification, l'étude de faisabilité, l'évaluation, la décision, la supervision, et la post-évaluation.

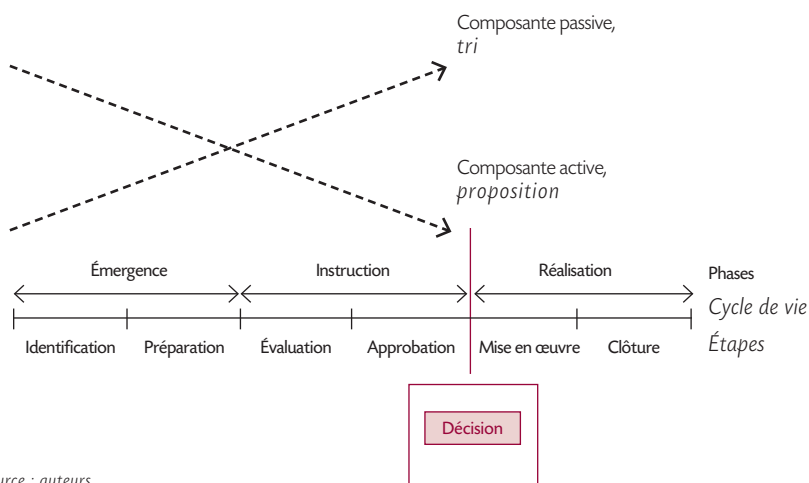
La décision résulte de la combinaison de fonctions actives de proposition et passives de tri

La décision concernant un projet est donc ainsi caractérisée, d'une part, par une fonction « active », d'élaboration et de « portage » du projet. Les agences et le chef de projet sont surtout en charge de cette fonction, les premières plutôt pour la prospection et l'identification, les seconds plutôt pour le montage et la conduite du projet à travers les phases ultérieures de son cycle de vie.

À cette fonction « active » s'ajoute une fonction « passive », de vérification, qui soumet le projet à une série d'épreuves permettant de garantir qu'il présente les caractéristiques attendues par l'organisme sur les critères définis. Il faut d'ailleurs remarquer que la décision est désignée d'une manière qui, sémantiquement, traduit bien cette relation duale entre un principe actif qui « pousse » un projet à travers une série de filtres, entre initiative et tri : l'approbation, à l'étape concernée, s'appelle une *clearance* en anglais (littéralement : les obstacles sont levés, la route est claire, la barrière est levée). Cela témoigne bien que l'on conçoit la décision finale comme la fin d'une résistance sélective.

Durant le processus qui mène à l'approbation d'un projet, la dimension active est présente au début, et la succession des étapes marque sa réduction progressive, au profit d'une dimension passive croissante, jusqu'à son approbation (cf. schéma 10).

Schéma 10 *Phases et étapes du processus de décision concernant un projet dans les banques publiques de développement ; évolution de l'importance relative des composantes active et passive*



Source : auteurs.

3.1.2. L'environnement dans la décision des banques publiques de développement : une précaution

L'organisation de la prise en compte des enjeux environnementaux

Dans toutes les banques, l'analyse et les garanties concernant les impacts environnementaux des projets d'une part, et sociaux d'autre part, sont gérées par les mêmes équipes dédiées. Ces équipes, généralement assez récentes dans l'organisation, occupent toujours une place marginale dans l'organigramme, et parfois même non mentionnée sur l'organigramme public (c'est par exemple le cas à la Banque mondiale et à la BIAD). Leurs membres peuvent avoir à traiter les deux questions (sociale et environnementale), ou ils peuvent être spécialisés dans l'un des aspects (cas de la BEI et de certains employés des autres banques). Les équipes d'environnementalistes et de spécialistes des sciences sociales sont, dans toutes les banques publiques de développement, principalement chargées de ce qu'on appelle les « performances environnementales et sociales ». Leur fonction est d'apporter la garantie que l'on a tenté d'éviter, de réduire ou de compenser, les inconvénients d'ordre environnemental ou social^[72].

Fondamentalement, les banques publiques de développement sont constituées d'abord selon une logique économique et bancaire (Marschinski et Behrle, 2007). De ce fait, les logiques environnementales et sociales sont principalement présentes, et ce de manière récente, en tant que limites posées à une logique financière motrice et centrale. Elles apportent des garanties que cette logique financière ne créera pas des dommages sociaux ou économiques inacceptables, selon des standards propres aux banques publiques de développement. L'objectif fondamental de ces dernières est le développement économique, c'est sur ce critère qu'elles cherchent à produire des résultats positifs. Ce faisant, elles veillent à ne pas faire (trop) de mal sur les plans social et environnemental, ce que résume la formule consacrée « *do no harm* ».

L'étude d'impact environnemental et social, bien qu'exigée en théorie dès l'étape d'évaluation, y est dans les faits rarement finalisée avant la fin de l'étape d'approbation. Sa finalisation après l'approbation est même possible. La validation par l'unité en charge de cette vérification est alors inscrite comme condition suspensive dans la convention de financement.

[72] "Avoid, mitigate, or minimize adverse environmental and social impacts of projects supported by the Bank", Operational Policy No. 4.00 du manuel de la Banque mondiale : *Piloting the Use of Borrower Systems to Address Environmental and Social Safeguard Issues in Bank-Supported Projects*.

Les étapes de la prise de précautions

Par ailleurs, le principe consistant à instituer des garanties pour éviter les conséquences négatives des projets a été progressivement renforcé, dans une logique de filtre protégeant la banque publique de développement des dossiers qui risquent de nuire à sa réputation. C'est le cas en particulier à la Banque mondiale, à qui une série de « scandales » environnementaux et sociaux ont posé des problèmes, dans le cadre de grands projets des années 1980 et du début des années 1990 (notamment des barrages, comme le Sardar Sarovar Dam en Inde).

Les précautions environnementales interviennent à plusieurs étapes du processus. L'une des plus significatives est le classement environnemental et social, qui intervient à la fin de l'étape de préparation. Dans toutes les banques publiques de développement étudiées, ce classement est effectué de manière similaire d'une banque à l'autre, sur une échelle de risque croissant C/B/A^[73]. La catégorie de risque est attribuée notamment en fonction du type et de la taille du projet et de ses impacts potentiels, de la sensibilité du milieu affecté et de critères et seuils techniques. Un classement similaire existe pour les questions sociales (le classement final retenu est le plus sévère des deux). Ce classement détermine, ensuite, la précision et l'importance des vérifications à réaliser. Par ailleurs, une liste d'exclusion existe généralement : elle indique les types de projet que la banque s'interdit systématiquement de financer (tabac, projets impliquant une destruction d'un habitat naturel critique, etc.).

Pour conclure cette section, il apparaît donc que le processus qui mène à la décision concernant un projet d'aide publique au développement est caractérisé par un principe actif de proposition, et un principe passif de tri. Si l'on met à part les projets dédiés à l'environnement (par exemple, des financements pour des projets « biodiversité »), les enjeux environnementaux des projets sont traités dans la partie passive du processus, en tant que précaution, sur la base de critères garantissant que le projet ne nuise pas trop à l'environnement.

Dans cette cartographie du processus, où et comment l'évaluation économique, et en particulier l'évaluation économique des services environnementaux (ESEE) est-elle positionnée ?

[73] Sauf à la BEI, où la notation est inverse.

3.1.3. Le rôle de l'évaluation économique de l'environnement dans le processus décisionnel : une garantie peu utilisée

Une situation théoriquement favorable à l'utilisation du calcul économique pour la décision

Tel qu'il est apparu à l'analyse, le processus de décision des banques publiques de développement est bien adapté à l'utilisation d'un outil d'analyse qui vise à apprécier, du point de vue de l'intérêt général d'un pays ou d'une région, l'opportunité d'un projet ou d'une politique. On a pu vérifier tout d'abord que le processus commun aux banques publiques de développement témoigne bien (i) d'une autonomie de décision de chaque banque et d'une organisation relativement centralisée et (ii) d'objectifs de bien-être généraux qui conduisent à devoir prendre en compte un large éventail de critères (marchands et non marchands, collectifs et individuels, sociaux et environnementaux, etc.).

Or, l'ACB a été surtout conçue et théorisée au XIX^e siècle, au moment où les États étaient en position de décideur unique (ou presque), sans décentralisation, négociation et contrats avec des partenaires *supra*- ou *infra*- étatiques. Ils conduisaient des politiques d'investissements importants en infrastructures et poursuivaient un objectif de développement économique général (Etner, 1987 ; Schumpeter, 1954).

De fait, la situation des banques publiques de développement présente un certain nombre de points communs avec celle des administrations pour lesquelles l'ACB a été conçue. Certes, pour les banques publiques de développement, le rôle du pays bénéficiaire, l'intervention de négociations avec d'autres partenaires ou d'avis à demander à des entités extérieures, est possible durant la première phase du processus (l'émergence), car celle-ci est marquée par l'initiative des agences, qui « montent » un projet, et répondent, pour cela, à l'intérêt du pays bénéficiaire et d'autres partenaires. En revanche, au fur et à mesure que le projet sort de la phase principalement active et entre dans la phase principalement passive, le filtrage opéré par les vérifications de garanties est le propre de la banque publique de développement elle-même. Il s'agit bien d'une vérification de conformité à des normes.

L'analyse coûts-bénéfices, et la valorisation monétaire des bénéfices ou des coûts environnementaux, est en principe un outil adapté à ce type de vérification, et conçu pour cela. Elle est en mesure de fournir un ratio univoque permettant de juger sans ambiguïté si un projet donné apporte à la société un surplus de bien-être supérieur au coût qu'il nécessite. Il est difficile de ne pas y voir l'un des « filtres » idéaux de la partie passive des processus de décision des banques publiques de développement, et c'est probablement pour cela que celles-ci, et en particulier la Banque mondiale, étaient, historiquement, d'importants producteurs d'ACB. Sur la base de l'analyse

du processus de décision, et des caractéristiques du calcul économique, il n'est pas illogique de s'attendre à ce que les banques publiques de développement utilisent effectivement l'ACB pour la décision. On peut ainsi s'attendre à ce qu'elles s'en servent pour arbitrer, au sens de sélectionner, requalifier, rejeter ou accepter les projets qui sont proposés en résultat de la phase active de la décision. Or, les études de cas que nous avons réalisées sur les cinq banques publiques de développement étudiées montrent que cette attente est contredite par la logique organisationnelle et le fonctionnement concret des processus de décision.

L'ACB, une norme instituée pour la décision

Le développement économique est pourtant bien annoncé comme le critère principal de l'activité des banques publiques de développement, comme on l'a indiqué, et comme la littérature le confirme (voir par exemple Marschinski et Behrle, 2007, p. 24). La Banque mondiale a adopté l'ACB à partir des années 1970 comme outil principal d'évaluation de l'impact positif de ses projets. Le Manuel opérationnel de la BM consacre une rubrique entière à l'« Évaluation économique des opérations d'investissement »^[74] (WB-OP, 1994).

L'analyse économique est obligatoire pour tous les projets d'investissement. Le projet doit être comparé à d'autres variantes envisagées incluant des différences de bénéficiaires, de types de productions ou de services rendus, de choix technologique, de localisation, etc. L'alternative « ne rien faire » doit aussi être envisagée. L'objectif de la comparaison des alternatives est la maximisation de la valeur actuelle nette, c'est-à-dire de la somme des différences entre bénéfices et coûts sur une période donnée. Enfin, le Manuel précise que les projets peuvent présenter des externalités, le plus souvent environnementales. « *L'évaluation économique doit inclure toutes les externalités nationales et transfrontalières* » (et, dans certains cas, globales).

Dans le cas des autres banques publiques de développement, cette utilisation n'est pas aussi explicitement affichée. La politique opérationnelle générale de la BIAD stipule : « *Les projets financés par la Banque devront : contribuer effectivement au développement économique et social des pays membres de la région. [...] Être techniquement, économiquement et environnementalement sains, et conçus dans un cadre légal et institutionnel adéquat* »^[75]. Les statuts de la BEI précisent que les projets doivent être

[74] Le terme d'ACB n'y apparaît d'ailleurs pas, il est remplacé par le calcul de la valeur actuelle nette (VAN – Net Present Value ou NPV en anglais) et du taux de rentabilité interne économique (TRI – Economic Rate of Return ou ERR en anglais).

[75] Traduction par les auteurs de la citation originale : “Bank-financed projects shall: Contribute effectively to the economic and social development of the regional member countries. [...] Be technically, economically, and environmentally sound, financially secure, and take place in an adequate legal and institutional framework.”

rentables et contribuer « à l'accroissement de la productivité économique ». Enfin, les Statuts de l'AFD précisent simplement que l'AFD « assure l'instruction et l'évaluation des projets » (AFD, 2009b, pp. R516-6-1).

Il reste donc que le calcul économique est, plus ou moins formellement selon les banques publiques de développement, institué comme l'une des modalités d'arbitrage de la phase passive du processus de décision.

Il s'agit à présent d'examiner dans quelle mesure cette doctrine est effectivement appliquée et dans quelle mesure l'ACB, et l'EESE qui y participe éventuellement, sont utilisées pour fonder l'approbation finale, la « *clearance* ». La possibilité d'utiliser l'EESE comme outil pour contribuer à « peser », dans la décision, les coûts et bénéfices environnementaux des projets avec les autres coûts et bénéfices en dépend. En effet, dans ce rôle, l'EESE est nécessairement intégrée comme une composante d'une ACB qui regroupe l'ensemble des considérants de la décision, au-delà des aspects environnementaux.

Premier constat : le recours à l'ACB est déclinant

Le groupe d'évaluation indépendant de la Banque mondiale a mesuré, en 2010, la proportion des projets adoptés par le groupe Banque mondiale ayant fait l'objet d'une ACB. Ce taux décroît régulièrement et fortement, quasiment depuis l'origine : de 75 % des projets en 1970, il descend régulièrement, et s'établit à 25 % en 2001, dernière année analysée par l'étude (Banque mondiale IEG, 2010). Par ailleurs, le caractère complet et rigoureux des analyses réalisées a été estimé comme décroissant, lui aussi : les recommandations officielles sont peu suivies, l'évaluation des valeurs attendues est rarement réaliste et prend trop peu en compte les retours d'expérience, reposant principalement sur l'hypothèse optimiste « *everything goes according to plan* ». Enfin, seuls 13 % des documents de projet estiment les coûts et bénéfices des externalités environnementales et l'incluent dans l'analyse économique ; dans 34 % des cas, il y a quantification des impacts environnementaux sans indication d'internalisation ; 47 % des projets discutent simplement des coûts environnementaux de façon isolée du reste de l'analyse.

Ces constats n'ont pas été établis aussi précisément par des analyses quantitatives pour les autres banques publiques de développement. Cependant, nos propres études de cas ont livré des observations comparables. Quelques témoignages significatifs recueillis à la BEI suggèrent l'existence d'une tendance similaire dans l'institution luxembourgeoise. Les experts interviewés y considèrent que le taux de rentabilité interne (TRI^[76]) est

[76] Le taux de rentabilité interne est une forme d'expression synthétique du résultat de l'ACB : c'est le taux de rémunération de l'investissement qu'il faudrait pour « annuler » sa rentabilité.

moins souvent calculé qu'auparavant et que l'ACB serait peu rigoureuse. Les secteurs des transports et de l'énergie, forts utilisateurs de l'ACB, constituent, selon eux, une exception relative. Par ailleurs, l'équipe projet calcule généralement elle-même le TRI, sans recours à des consultants externes.

La situation est singulière à l'AFD, dans la mesure où l'analyse économique semble avoir historiquement joué une moins grande importance dans l'instruction des projets. Elle n'aurait trouvé un élan important que depuis 1995, avec l'arrivée d'un nouveau directeur général, passé auparavant par la Banque mondiale. Aujourd'hui, les avis recueillis suggèrent une tendance comparable aux résultats de l'étude quantitative d'IEG : « *il n'y a pas de calcul systématique du TRI* ». De plus, leur pratique n'est pas conforme aux doctrines établies par les manuels, « *(le) calcul du TRI se fait toujours [seulement] par comparaison à la situation sans projet* », des alternatives au projet ne sont donc pas envisagées. L'analyse des documents de projet confirme ces avis.

Nous ne disposons pas de suffisamment d'éléments pour nous exprimer sur la KfW et la BIAD. Elles seront donc exclues de la suite de la discussion sur l'utilisation de l'évaluation économique.

Les raisons invoquées pour la mise en œuvre défaillante

Les agents ayant répondu à l'enquête de l'IEG pour expliquer le faible taux de mise en œuvre de l'ACB à la Banque mondiale, ainsi que ceux que nous avons interrogés, avancent que les objets auxquels il s'agirait d'appliquer l'ACB ne s'y prêteraient pas, par manque de temps et de moyens nécessaires à recueillir les informations nécessaires pour quantifier les bénéfices, du fait de la présence trop importante de bénéfices non marchands : « *Nous n'avons pas toujours le luxe de pouvoir disposer de suffisamment de données. Le diable se cache dans la façon de définir les coûts et les bénéfices. En particulier les bénéfices. En zone urbaine, il est possible d'évaluer la valeur du temps des habitants [leur coût d'opportunité horaire], mais en milieu rural ? Quelle est la valeur monétaire du temps qu'une femme zambienne met à transporter de l'eau sur sa tête ?* ».

Pourtant, les analyses de l'IEG, et les nôtres, conduisent tout d'abord à démentir l'hypothèse que les projets évalués seraient inadaptés, par nature, à une analyse coûts-bénéfices : les conditions évoquées en introduction sont bien là (décideur unique, critères de maximisation du bien-être régional ou national, problématique d'opportunité d'un investissement collectif). Il apparaît au contraire que les projets évalués sont censés produire une combinaison de coûts et de bénéfices de natures différentes, certains économiques, d'autres sociaux ou environnementaux. L'ACB, et la monétarisation des externalités environnementales *via* l'EESE, sont bien les

outils économiques conçus pour ce cas de figure. Les difficultés particulières liées aux moyens à mettre en œuvre ne nous paraissent pas entièrement fondées, car elles ne sont pas spécifiques aux EESE au regard de l'importance du temps total d'étude et d'analyse investi dans le montage d'un projet.

Par ailleurs, le coût de réalisation de l'étude apparaît, à l'analyse, marginal par rapport au coût des ressources investies dans le projet, et même des ressources internes investies dans le processus de décision. Le coût médian se monte à 16 000 USD par étude, pour des projets dont le coût total s'étale couramment de 10 à 100 M USD soit des contributions aux coûts de transaction de 0,016 % à 0,0016 % (Banque mondiale IEG, 2010).

On constate ainsi que l'ACB et l'EESE ne sont pas disqualifiées par la nature des projets, et ne paraissent pas manifestement inabordables pour les banques publiques de développement. Pour que les processus, et les acteurs chargés de les exécuter, ne recourent pas à cet instrument pourtant formellement obligatoire dans la partie passive du processus, il faut d'autres raisons.

L'observation que livre l'étude des cinq banques publiques de développement est que la réalisation d'une ACB est toujours positionnée parmi les dernières étapes de vérification de la phase passive de la décision. À première vue, rien n'indique que cette position soit défavorable à l'utilisation de l'ACB. En effet, celle-ci se propose de soumettre à une épreuve détaillée l'opportunité d'un projet. Il est donc nécessaire qu'elle puisse établir un jugement sur la base d'éléments qui ont été suffisamment précisés par l'instruction des dossiers, et, de ce fait, sur un projet déjà bien avancé. Et elle intervient néanmoins à un moment du processus où il est, formellement, possible de rejeter le projet, de le requalifier profondément, ou de l'amender.

La pratique dément cette propriété théorique, et c'est elle qui explique, à notre avis, l'absence d'utilisation. Dans toutes les banques publiques de développement, il est observé qu'une fois qu'un projet est présenté par le chef de projet à l'entrée du processus passif de décision, son abandon, sa requalification profonde, seraient considérés comme une contre-performance gestionnaire du chef de projet, de l'équipe et de l'organisme tout entier. L'investissement en ressources propres des banques publiques de développement (le temps consacré par les équipes, et les prestations d'études sous-traitées) est déjà, à ce stade, considéré comme trop important pour ne pas réaliser le projet. De même, les opportunités externes créées (mobilisation des partenaires dans le pays client) sont considérées comme un capital que l'abandon du projet conduirait à perdre. McElhinny (2010, p. 7) l'exprime ainsi : « *Lant Pritchett, ancien économiste de la Banque mondiale et actuellement professeur à Harvard, a émis des remarques acerbes au sein du panel. Durant ses années passées à la Banque*

mondiale entre 1988 et 2007, il a fait remarquer que « l'analyse économique jouait un rôle nul dans les décisions de financement... faire obstacle à des projets était une activité létale pour les carrières ». ^[77]

Cela peut expliquer l'introduction de filtres, précautions, vigilances diverses, plus légères qu'une ACB, mais positionnées plus en amont du processus. Il s'agit alors d'éviter les projets à risque, d'écarter les projets évidemment mal conçus, suffisamment tôt dans le processus pour que la décision d'abandon ne soit pas pénalisante, et donc sur la base de projets aux contours encore flous.

Il reste nécessaire d'expliquer pourquoi un instrument de mise à l'épreuve, même situé tardivement dans la phase passive du processus de décision, n'est pas utilisé pour écarter des projets lorsque l'ACB conclut que leur rendement économique est insuffisant : pourquoi, dans ce cas, les banques publiques de développement n'en font pas un critère d'opportunité susceptible d'éviter des investissements non rentables ? Car, même en ayant investi dans la préparation d'un projet, une banque publique de développement ne devrait pas poursuivre ses investissements si une évaluation lui démontre que ce sera à perte, du moins pour le pays bénéficiaire de l'aide.

La principale réponse avancée tient à la fiabilité, jugée insuffisante pour permettre un tel rôle, de la méthodologie de l'ACB, et plus particulièrement de l'estimation des coûts et bénéfices non marchands. À l'exception des économistes des banques publiques de développement eux-mêmes, les agents de ces banques jugent que la méthodologie économique d'évaluation des valeurs non marchandes laisse une grande place à des choix arbitraires d'auteur, qui disqualifient, au moins partiellement, son statut d'instrument de mesure, et ne permettent pas de lui accorder une confiance suffisante pour emporter des décisions lourdes de conséquences budgétaires. Ils estiment qu'il est possible de manipuler l'ACB pour qu'elle produise un résultat souhaité. Les propos recueillis en témoignent souvent : « *Beaucoup d'outils, le TRI inclus, ne sont que de la 'subjectivité informée'* » (« *informed subjectivity* » ; un cadre de la Banque mondiale). « *Le TRI fait partie, à mon grand dam, des critères considérés comme plus légers, car moins objectifs, plus contestables.* » (un cadre de la BEI). « *Bien sûr, il y a les analyses réalisées par exemple par les spécialistes des aspects légaux et juridiques, pour lesquelles les choses sont ou blanches ou noires. Mais pour les techniciens et les économistes, les choses sont souvent beaucoup plus philosophiques.* » (un cadre de la BEI). « *Le processus politique dans la [BEI] surpasse le*

[77] Traduction par les auteurs de la citation originale : "Lant Pritchett, former World Bank economist and current professor at Harvard, was scathing in his remarks as panelist. In his years at the World Bank between 1988 and 2007, he observed that 'economic analysis played zero role in financing decisions... to stop projects was a career killer.'"

pouvoir des économistes, car les hypothèses des économistes sont toujours sujettes à questionnement et les effets sur la société dans son ensemble sont si complexes qu'il est difficile de les évaluer. » (un cadre de la BEI).

En résumé, en premier lieu, le recours à l'ACB décline dans les processus de décision des banques publiques de développement. En second lieu, lorsqu'une ACB est réalisée, son rôle effectif dans la décision ne semble pas à la hauteur de ce qui serait attendu d'un instrument censé mesurer l'opportunité générale d'un projet, en y intégrant l'ensemble des coûts et des bénéfices d'un investissement donné. Ceci serait dû au fait que l'intervention de l'ACB est organisée en tant qu'élément de vérification, intervenant vers la fin de la phase passive de la décision, à un moment où l'organisation et ses membres considèrent la requalification ou l'abandon d'un projet comme une contre-performance dommageable. Cette première raison, déjà décisive, de la faible utilisation des ACB, montre la vanité des attentes d'utilisation des EESE comme contributions à une décision que l'on imagine fondée sur un calcul coûts-avantages. D'autant qu'à ce problème fondamental s'ajoute un second : alors que les méthodes de l'ACB sont déjà jugées trop arbitraires comme mesure objective de l'opportunité d'un projet, les méthodologies de monétarisation des coûts et des bénéfices non marchands, et donc en particulier l'EESE, sont soupçonnées d'un degré encore plus élevé de subjectivité de la part de leurs auteurs.

3.1.4. Vers une redéfinition du rôle de l'évaluation économique des services écosystémiques

À partir de ces observations, il est néanmoins possible de proposer d'autres pistes pour faire de l'EESE un instrument influent pour la préservation de la biodiversité, dans le contexte de la décision des banques publiques de développement.

Le relatif insuccès de l'ACB et de l'EESE est notamment lié au rôle de « vérification » qui leur est conféré. Deux voies s'ouvrent alors évidemment : (i) améliorer l'outil pour qu'il remplisse mieux ce rôle ; (ii) l'utiliser pour un autre rôle.

La première option est envisageable. Elle supposerait que l'ACB gagne en fiabilité et en robustesse, et que l'on parvienne à y réduire le nombre et l'importance des choix d'auteurs concernant les paramètres dont les valeurs déterminent le résultat. Elle supposerait plus particulièrement que l'on puisse faire de l'EESE un instrument de mesure objective et simple de la valeur économique des bénéfices ou des coûts tirés, respectivement, de la préservation ou de la dégradation des services écologiques.

Cette perspective peut correspondre aux espoirs, et aux ambitions, d'une partie des auteurs d'EESE (Fisher *et al.*, 2008 ; de Groot *et al.*, 2010 ; Liu *et al.*, 2010). D'une part, indéniablement, la pratique de l'EESE s'équipe de plus en plus, notamment en

développant des modèles numériques qui permettent de représenter et de simuler les réactions des services environnementaux (SE) aux variations introduites dans l'occupation des sols, les pressions polluantes, etc. (Fürst *et al.*, 2010 ; Gret-Regamey *et al.*, 2008 ; Kremen *et al.*, 2007 ; Maes *et al.*, 2009 ; Swetnam *et al.*, 2010). D'autre part, les méthodes de monétarisation des préférences individuelles pour les services non marchands connaissent des évolutions, des variantes de plus en plus sophistiquées.

Néanmoins, il est peu probable que ces évolutions conduisent, un jour prochain, les responsables des banques publiques de développement à considérer ces méthodes comme suffisamment probantes pour justifier le rejet, la requalification profonde, ou des investissements supplémentaires. Car ce qui est en cause, dans les problèmes de fiabilité des EESE, ne tient pas à un manque de précision, mais plutôt au caractère nécessairement hypothétique d'une grande partie de ses paramètres et étapes méthodologiques (voir *supra* les citations extraites des entretiens). D'une part, certains des paramètres sont eux-mêmes, par nature, des choix politiques, comme le cas bien connu du taux d'actualisation (qui traduit une préférence relative pour le présent par rapport au futur). D'autre part, la sophistication des méthodes d'évaluation des préférences conduit plutôt à allonger la chaîne des opérateurs logiques utilisés par l'évaluation, et à rendre le processus encore plus opaque pour l'utilisateur des résultats.

Par ailleurs, même des perfectionnements méthodologiques ambitieux des EESE ne permettraient pas de lever l'obstacle à leur utilisation que constitue l'organiston réelle des processus de décision comme nous l'avons montré plus haut. La voie du perfectionnement de l'outil, dans la perspective d'en faire un moyen d'arbitrage plus fiable, nous paraît donc peu prometteuse.

La seconde voie, qui consiste à utiliser l'outil pour un autre rôle, nous paraît au contraire porteuse de perspectives.

Comme nous l'avons vu, l'ACB est mobilisée principalement pour équiper la composante passive de la décision des banques publiques de développement. Cela est probablement dû à la vision courante de la décision qui est contenue, de manière implicite ou explicite, dans la théorie du calcul économique, qui suppose « l'acteur rationnel » monolithique et optimisateur dont on a parlé en introduction. Mais on peut à présent s'intéresser à la manière « d'équiper » la composante active de la décision, d'une part, parce que les spécialistes de la décision tendent à montrer, depuis plusieurs décennies, que la dimension « rationaliste » ne suffit pas à représenter le processus de décision, et que cette dimension doit être complétée par des dimensions organisationnelles et politiques (Laurans et Mermet, 2013) et, d'autre part, parce que la décision des banques publiques de développement tient au moins autant à la manière dont les projets naissent, sont conçus, proposés et surtout argumentés.

Il faut, pour qu'un projet parvienne à la phase d'instruction, de longs processus d'émergence qui, *de facto* et parfois par défaut, opèrent l'essentiel de la décision. Les projets qui émergent finalement (et qu'ensuite tous prendront à cœur de faire aboutir, comme nous l'avons montré) sont ceux auxquels les acteurs du développement et de l'environnement adhèrent. Il faut des avis convergents sur le projet avec les administrations du pays « client ». Il faut que le projet soit considéré comme cohérent avec les lignes directrices adoptées par le pays et divers organismes, comme l'UE, le Sénat américain, les organisations onusiennes, etc. Il faut enfin que le projet recueille l'adhésion d'une proportion significative des populations concernées, des ONG...

L'ACB n'est pas adaptée à cette phase du processus de décision, puisqu'elle est faite pour évaluer des projets précis et complets, afin que l'analyste puisse supposer des coûts de mise en œuvre, des répercussions et impacts sur l'économie et l'environnement. On ne fait pas l'ACB d'une idée en gestation, d'une projection, d'une ambition.

Mais si l'ACB est une modalité de calcul économique bien spécifique, l'évaluation économique des services est une pratique et une possibilité bien plus protéiforme. D'ailleurs, la pratique récente de l'EESE le confirme : de très nombreuses évaluations consistent à fournir des informations, plus ou moins précises, qui témoignent de l'intérêt économique, social et environnemental, de la préservation de la biodiversité. Beaucoup d'EESE sont des plaidoyers, qui visent à mettre en discussion les grandes options de croissance et de développement, en témoignant, de diverses manières, de l'importance des SE pour les sociétés, leur bien-être, leur richesse, leur subsistance. Notre propre analyse, qui a porté sur un corpus de 313 articles présentant des EESE, a ainsi montré que 46 % étaient proposés par leurs auteurs comme des argumentations, des messages de « sensibilisation », plutôt que comme des moyens d'arbitrage et de pesée décisionnelle rationaliste (Laurans *et al.*, 2013).

Ainsi, l'EESE devrait être vue comme le moyen de participer à la phase la plus active et déterminante de la décision, c'est-à-dire l'élaboration des stratégies. C'est là qu'elle pourra jouer ce qui nous semble être son rôle à la fois le plus réaliste et le plus prometteur : comme instrument de plaidoirie et de débat, comme outil d'exploration. Cette vision a été résumée parfaitement par un ancien économiste en chef de l'AFD, que nous avons interrogé^[78] : *« Je pense que nous sommes dans une période de redéfinition de système de valeurs, où l'on s'aperçoit qu'un certain nombre de choses, qui ont de la valeur perçue par les acteurs, n'ont pas de prix pour véhiculer cette valeur ; l'une des premières tâches [des instruments économiques et] des évaluations*

[78] Dans le cadre du projet ayant donné lieu à la publication de Mermet *et al.* (2014).

[économiques des dimensions non marchandes], c'est de montrer que ces choses-là ont de la valeur et de la faire accepter. [...] Nous sommes dans un processus de découverte progressive de nouveaux systèmes de valeurs socialement acceptables, donc c'est un vrai processus social. Et l'une des difficultés d'analyse de ces instruments économiques, c'est qu'on les analyse techniquement, mais on ne leur reconnaît pas suffisamment ce rôle de découverte progressive et de partage d'un nouveau système de valeurs. Je ne crois pas que la science ait une réponse à la question de savoir quelle valeur on est prêt à donner [au non marchand], et ces instruments servent aussi à aider à découvrir cela. ».

Conclusion

Alors que la décision des banques publiques de développement présente un contexte particulièrement favorable à l'utilisation de l'évaluation économique *a priori*, celle-ci n'est pas, et de moins en moins, utilisée comme outil de sélection et d'arbitrage des projets. L'importance inévitable de nombreux paramètres hypothétiques influe sur le résultat, et réduit sa crédibilité comme critère de sélection. L'EESE est principalement vue comme une composante de l'ACB ; ce faisant, elle ne rend pas plus facile l'utilisation de cette dernière, au contraire. En d'autres termes, l'ACB, et plus encore l'EESE, sont des pratiques d'auteur et, comme telles, tiennent mal le rôle d'instrument de mesure que prévoit le processus.

En revanche, précisément parce qu'elle est une pratique d'auteur, l'EESE pourrait être mise à profit pour renforcer la prise en compte de la biodiversité durant les phases d'exploration, de dialogue et de débat politique, d'ajustement des positions, d'enrôlement des alliés, etc., qui représentent une phase importante et créative de la décision des banques publiques de développement. Il s'agit là en quelque sorte de détacher l'EESE de l'ACB, et de la considérer comme un moyen autonome d'exprimer et de débattre des valeurs attribuées aux usages de la biodiversité et des services écosystémiques, de l'évaluation en tant qu'expression d'une valeur, libérée du cadre de l'ACB, en quelque sorte. C'est donc en tant qu'instrument délibératif et didactique, mettant en discussion des choix d'auteur d'une manière qui rende possible la confrontation des points de vue sur une base argumentée et opposable, que l'EESE pourrait, selon nous, représenter une ressource favorable aux choix environnementaux des banques publiques de développement. Si beaucoup d'EESE sont conçues dans cette perspective par leurs auteurs, il reste aux acteurs d'environnement desdites banques et de leurs partenaires à mieux se saisir de cette opportunité, à faire de l'EESE un outil utile, parmi d'autres, dans leur panoplie de promoteurs de projets.

Bibliographie

AGENCE FRANÇAISE DE DÉVELOPPEMENT (2009b), *Statuts*, Paris: AFD.

BANQUE MONDIALE IEG (2010), "Cost-Benefit Analysis in World Bank Projects", Banque mondiale, Washington, D.C.

CHEVASSUS-AU-LOUIS, B., J.-M. SALLES, et J. L. PUJOL (2009), *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes, Contribution à la décision publique*, Centre d'analyse stratégique, Paris.

DE GROOT, R.S., L. ALKEMADE, L. BRAAT, L. HEIN et L. WILLEMEN (2010), "Challenges in Integrating the Concept of Ecosystem Services and Values in Landscape Planning, Management and Decision Making", *Ecological Complexity*, 7, pp. 260-272.

ETNER, F. (1987), *L'histoire du calcul économique en France*, Economica, Paris,

FISHER, B., K. TURNER, M. ZYLSTRA, R. BROUWER, R. DE GROOT, S. FARBER, P. FERRARO, R. GREEN, D. HADLEY, J. HARLOW, P. JEFFERISS, C. KIRKBY, P. MORLING, S. MOWATT, R. NAIDOO, J. PAAVOLA, B. STRASSBURG, D. YU, et A. BALMFORD (2008), "Ecosystem Services and Economic Theory: Integration for Policy-Relevant Research", *Ecological Applications*, 18, pp. 2050-2067.

FÜRST, C., H. KÖNIG, K. PIETZSCH, P. ENDE et F. MAKESCHIN (2010), "Pimp Your Landscape – a Generic Approach for Integrating Regional Stakeholder Needs into Land Use Planning", *Ecology and Society*, 15, 34.

GOMEZ-BAGGETHUN, E., R. DE GROOT, P.L. LOMAS et C. MONTES (2010), "The History of Ecosystem Services in Economic Theory and Practice: From Early Notions to Markets and Payment Schemes", *Ecological Economics*, 69, pp. 1209-1218.

GRET-REGAMEY, A.P., I. D BEBI et W.A SCHMID (2008), "Linking GIS-Based Models to Value Ecosystem Services in an Alpine Region", *Journal of Environmental Management*, 89, pp. 197-208.

HADDAD, A. (2011), *L'utilisation de l'évaluation économique pour la décision des bailleurs de fonds de l'aide publique au développement, dans le domaine de l'environnement et de la biodiversité*, Mémoire de Master économie du développement durable de l'environnement et de l'énergie, AgroParisTech, Paris.

HASSAN, R. et R. SCHOLES, (2005), *Millenium Ecosystem Assessment – Current State and Trends Assessments, Global Assessments*, Island Press, Washington, D.C.

KREMEN, C.N.M., M.A. WILLIAMS, B. AIZEN, G. GEMMILL-HERREN, R. LE BUHN, L. MINCKLEY, S. PACKER et G.POTTS (2007), "Pollination and Other Ecosystem Services Produced by Mobile Organisms: a Conceptual Framework for the Effects of Land-Use Change", *Ecology Letters*, 10, pp. 299-314.

LAURANS, Y. et L. MERMET (2013), "Ecosystem Services Economic Valuation, Decision-Support System or Advocacy?", *Ecosystem Services*, 7, pp. 98-105.

LAURANS, Y., A. RANKOVIC, R. BILLÉ, R. PIRARD et L. MERMET (2013), "Use of Ecosystem Services Valuation for Decision Making: Questioning a Literature Blindspot", *Journal of Environmental Management*, 119(15).

LIU, S., R. COSTANZA, S. FARBER et A.TROY (2010), "Valuing Ecosystem Services. Theory, Practice, and the Need for a Transdisciplinary Synthesis", *Annals of the New York Academy of Sciences*, pp. 54-78.

MAES, W.H., G. HEUVELMANS et B. MUYS (2009), "Assessment of Land Use Impact on Water-Related Ecosystem Services Capturing the Integrated Terrestrial – Aquatic System", *Environmental science & technology*, 43, pp. 7324-7330.

MARSCHINSKI, R. et S. BEHRLE (2007), "The World Bank: Making the Business Case for The Environment", *Global Governance Working Paper*, University of Amsterdam, Banque mondiale, Washington, D.C.

McELHINNY, V. (2010), "Declining Cost Benefit Accounting as Criteria for Project Approval, Troubling Implications for Investment Lending Reform", Information Center, Banque mondiale, Washington, D.C.

MERMET, L., Y. LAURANS et T. LEMÉNAGER (2014), "Tools for What Trade? Analysing the Utilisation of Economic Instruments and Valuations in Biodiversity Management", *A Savoir* No. 25, AFD, Paris, <http://logi4.xiti.com/go.click?xts=284366&s2=53&clic=T&type=click&p=25-VA-A-Savoir.pdf&url=http://www.afd.fr/webdav/site/afd/shared/PUBLICATIONS/RECHERCHE/Scientifiques/A-savoir/25-VA-A-Savoir.pdf>

MINTZBERG, H. (1982), *Structure et dynamique des organisations*, Eyrolles, Paris.

MISHAN, E.J. et E. QUAH (2007), *Cost-benefit Analysis*, Routledge, Londres.

PEARCE, D. (1998), "Cost-Benefit Analysis and Environmental Policy", *Oxford Review of Economic Policy*, 14, pp. 84-100.

PEARCE, D.W. et R.K.TURNER (1990), *Economics of Natural Resources and the Environment*, Pearson Education Limited, Harlow.

SAGOFF, M. (2011), "The Quantification and Valuation of Ecosystem Services", *Ecological Economics*, pp. 497-502.

SCHULTZE, P.C. (2004), "Cost-Benefit Analyses and Environmental Policy", *Ecological Economics*, pp. 197-199.

SCHUMPETER, J.A. (1954), *History of Economic Analysis*, Routledge, New York.

SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY (2007), "An Exploration of Tools and Methodologies for Valuation of Biodiversity and Biodiversity Resources and Functions, Technical Series", Convention on Biological Diversity, Montréal.

SWETNAM, R.D.B., B.P. FISHER, P.K.T. MBILINYI, S. MUNISHI, T. WILLCOCK, S. RICKETTS et S. MWAKALILA (2010), "Mapping Socio-Economic Scenarios of Land Cover Change: A GIS Method to Enable Ecosystem Service Modelling", *Journal of Environmental Management*, 92, pp. 563-574.

TEEB (2009), "The Economics of Ecosystems and Biodiversity for National and International Policy Makers – Summary: responding to the Value of Nature 2009" in SUKHDEV, P. (Ed.), TEEB Reports, United Nations Environment Programme, European Commission, The German Federal Environment Ministry, Department for Environment, Food and Rural Affairs, U.K., Ministry of Foreign Affairs of Norway, Ministry of Housing, Spatial Planning and The Environment, The Netherlands, Wesseling, p. 48.

THE INTERNATIONAL BANK FOR RECONSTRUCTION AND DEVELOPMENT (2004), "1988-2004, Ensuring the Future, The World Bank and Biodiversity", *Working Paper*, Banque mondiale, Washington, D.C.

THE WORLD BANK (1994), "Operational Policies 10.04", in: Bank, T.W. (Ed.), Washington, D.C.

THE WORLD BANK OPERATIONS EVALUATION DEPARTMENT (2002), "Building Biodiversity Governance Through Stakeholder Participation", *Précis*, Banque mondiale, Washington, D.C., p. 4.

THE WORLD BANK IEG (2010), *Cost-Benefit Analysis in World Bank Projects*, Washington D.C.

TURNER, R.K. et G.C. DAILY (2008), "The Ecosystem Services Framework and Natural Capital Conservation", *Environmental Resource Economics*, 39, pp. 25-35.

UICN, T. N. CONSERVANCY et BANQUE MONDIALE (2004), *How Much is an Ecosystem Worth? Assessing the Economic Value of Conservation*, Banque mondiale, Washington, D.C.

* * *

3.2. Un outil « stratégique » sans acteurs et sans contextualisation : l'impasse du triage

Raphaël BILLÉ ^[79]

Crise budgétaire dans les pays développés, endettement persistant dans une majorité de pays en développement, stagnation des volumes d'aide publique au développement et remises en cause chroniques de la capacité de cette aide à atteindre ses objectifs... le contexte international exige plus que jamais des débats constructifs sur les ressources nécessaires, les moyens disponibles et la meilleure façon d'utiliser les financements alloués. Typiquement incarnée par les objectifs du Millénaire pour le développement (OMD) et la vogue du « nouveau management public » (Billé *et al.*, 2010), la tendance est à la coordination et à la rationalisation. Les bailleurs de fonds, comme de nombreux autres acteurs, n'y échappent pas. Qui pourrait d'ailleurs s'y opposer ?

En matière de biodiversité, la question des transferts financiers Nord-Sud est désormais le principal point de négociation entre États parties à la Convention sur la diversité biologique (CDB), au moins depuis la Conférence des Parties de Nagoya en 2010 (Billé *et al.*, 2010 et 2012). Entre les besoins identifiés (Feger et Pirard, 2011), la faiblesse relative des financements aujourd'hui accordés, et la situation, toujours plus préoccupante, de la biodiversité dans les pays en développement, les appels au pragmatisme se multiplient. Les vecteurs de ce pragmatisme ^[80] sont nombreux et hétéroclites. On peut citer par exemple :

- l'approche par les services écosystémiques qui, pour beaucoup, « *ne recouvrent certes pas la notion de biodiversité mais offrent une base pragmatique de discussion avec les décideurs* » ;
- l'évaluation économique de la biodiversité, « *qui certes ne saurait rendre compte de toutes les valeurs de la biodiversité mais permet de traduire des préoccupations minoritaires dans la langue de la décision* » ;
- les instruments de marchés et mécanismes de financement innovants (paiements pour services écosystémiques, compensation écologique, etc.), « *qui certes sont mal identifiés, comportent des risques et n'ont pas fait la preuve de leur efficacité, mais*

[79] Les propos ici tenus n'engagent que leur auteur et ne reflètent pas nécessairement les positions de la CPS, de l'AFD, du FFEM ou de l'Iddri.

[80] Dans cet article, le terme de pragmatisme est employé dans son sens courant : « *attitude de quelqu'un qui s'adapte à toute situation, qui est orienté vers l'action pratique* » (Larousse).

qui laissent entrevoir un avenir moins dépendant des finances publiques pour la biodiversité » ;

- L'initiative Yasuni ITT^[81] du gouvernement équatorien, « *qui certes s'apparente fort à du chantage écologique, enfreint les cadres juridiques nationaux et ne donne aucune garantie ni sur la biodiversité, ni sur le climat, mais qui est à prendre ou à laisser* ».

De telles argumentations sont forcément attrayantes notamment pour des bailleurs de fonds de l'aide au développement en quête permanente de stratégies sectorielles explicites et rationnelles, d'impacts et d'efficacité. Elles soulèvent pourtant leur lot de contestations. Chaque fois, le débat semble mettre face à face les tenants du pragmatisme d'un côté et ceux d'une certaine éthique de la nature de l'autre. Chaque fois pourtant – et sans nier l'importance ni l'utilité de ces débats – il paraît crucial de porter la critique aussi, voire surtout, sur le terrain même du pragmatisme, par une analyse stratégique du contexte d'action dans lequel se déploient ces concepts, méthodes et instruments (voir par exemple Laurans *et al.*, 2013, sur les évaluations économiques ou Pirard *et al.*, 2011, sur l'initiative Yasuni ITT).

Parmi les plus polémiques de ces quêtes de rationalisation, le triage a pour objectif d'identifier les espèces ou zones (non) prioritaires en matière de biodiversité afin d'orienter l'allocation des ressources de la conservation (Jenkins *et al.*, 2013). Il est basé sur l'hypothèse selon laquelle « *les efforts de conservation et la médecine d'urgence font face à des problèmes comparables*^[82] » (Bottrill *et al.*, 2008a). Dans le domaine médical, le triage est utilisé depuis la première Guerre mondiale dans des situations (accidents et attentats notamment) où un grand nombre de victimes doit être pris en charge d'urgence alors que les moyens et le personnel médical manquent. Le traitement des patients est alors priorisé selon la gravité des blessures, les chances de survie, l'âge des victimes, etc.

L'application de la notion de triage à la conservation de la biodiversité n'est pas nouvelle (McIntyre *et al.*, 1992 ; Vane-Wright *et al.*, 1991). Elle s'adresse directement et explicitement aux grands bailleurs de la conservation (banques de développement, ONG, fondations...) et semble prendre dernièrement une importance grandissante :

[81] Initiative lancée en 2007 par le président de l'Équateur, Rafael Correa, devant l'Assemblée générale des Nations unies, visant à maintenir inexploitées les réserves de 846 millions de barils de pétrole dans la zone Ishpingo-Tambococha-Tiputini (ITT) du parc national Yasuní, en échange d'une compensation internationale à hauteur d'environ la moitié du manque à gagner. <http://yasuni-itt.gob.ec>

[82] Toutes les citations extraites de textes en anglais sont des traductions libres par l'auteur.

elle reçoit un écho significatif dans les médias^[83], et fait l'objet d'un intérêt croissant chez les scientifiques. Ainsi Rudd (2011) montre que de nombreux scientifiques sont potentiellement en faveur du triage avec par exemple 50,3 % et 9,3 % d'entre eux, respectivement, d'accord ou tout à fait d'accord avec l'affirmation « *les espèces et écosystèmes vont s'effondrer ; il est donc important que la communauté de la conservation réfléchisse à des critères pour les décisions de triage. Si elle ne le fait pas, des décisions ad hoc pourraient être pires* ». Les observations personnelles de Hagerman *et al.* (2010) dans les principaux rendez-vous internationaux de la conservation entre 2004 et 2010 confirment que le triage est omniprésent à l'esprit des spécialistes de la conservation, bien plus encore qu'il ne l'est par écrit.

Cet article vise à porter un questionnement critique sur la notion de triage afin d'éclairer notamment la réflexion et l'action des bailleurs de fonds quant à leur engagement en faveur de la biodiversité. Nous proposerons en premier lieu un état de l'art des travaux aujourd'hui disponibles sur cette notion, synthétisant à la fois ses fondements théoriques et les débats dont elle fait l'objet. Puis nous interrogerons les critères qui sont proposés pour mettre en œuvre le triage. Enfin, nous discuterons l'adéquation du concept avec le contexte stratégique dans lequel il est censé être mis en œuvre et nous reviendrons sur la validité de l'hypothèse fondamentale que l'on pourrait résumer ainsi : « *les ressources étant limitées, il faut faire des choix et on ne pourra pas tout sauver* ».

3.2.1. Le débat sur le triage entre pragmatisme et éthique

Pourquoi le triage serait-il nécessaire ?

« *Preuve de lucidité* » de la part des écologues pour Courchamp^[84], le triage répond à un constat simple : les ressources allouées à la conservation sont limitées par nature et structurellement insuffisantes par rapport à des besoins « *astronomiques* » (Botrill *et al.*, 2008a) ; autrement formulé : on ne pourra pas tout sauver. Dès lors, définir des zones de conservation prioritaires serait « *un objectif majeur des sciences de la conservation* », devant permettre de reconsidérer globalement l'allocation

[83] Qu'il s'agisse de la presse généraliste (voir par exemple : « Triage: Not all endangered species worth saving says scientist. Cost-efficiency decisions needed », *The Australian*, 10 octobre 2007, p. 25 ; C. Vincent, « Tigre ou ver de terre : qui vaut-il mieux protéger ? », *Le Monde*, 6 février 2012, p. 6) ; de journaux de vulgarisation scientifique (V. Nouyrigat, « Le dilemme de Noé », *Sciences et Vie*, octobre 2012, pp. 102-108 ; A. Bomboy, « Faut-il sauver la nature à tout prix ? », *Ca m'intéresse*, novembre 2012, pp. 48-52) ; d'émissions de radio (France Culture, *Culturesmonde*, 22 février 2012).

[84] Cité dans V. Nouyrigat, « Le dilemme de Noé », *Sciences et Vie*, octobre 2012, pp. 102-108.

actuelle des ressources afin d'avoir un impact maximal avec des moyens limités (Jenkins *et al.*, 2013). Exit l'ours polaire, condamné par la fonte inéluctable de la banquise, ou encore le rhinocéros de Java et le panda chinois, condamnés à terme par la destruction de leur habitat et des populations déjà faibles. Pour Courchamp ^[85], « en leur consacrant autant d'énergie et d'argent, pour des résultats incertains, on a tout faux. Tous ces efforts se font au détriment d'autres animaux, dont le choix serait sûrement plus judicieux ». Dit autrement : « la communauté scientifique gagnerait à déclarer publiquement qu'elle renonce à sauver telle ou telle espèce emblématique, en expliquant que son cas est désespéré. Ce serait un symbole fort. En tous cas, il nous faut prendre des décisions pragmatiques ^[86] ». Autre exemple fameux : le condor californien, dont le sauvetage *in extremis* de l'extinction a coûté près de 20 millions USD. Possingham, l'un des principaux avocats du triage, s'en émeut : « Ces 20 millions auraient pu être utilisés pour sécuriser la protection de vastes surfaces de forêt tropicale et sauver ainsi des centaines d'espèces ^[87] ».

Le triage fournirait dès lors un « processus rationnel pour maximiser la protection » par « l'allocation sage des ressources ». Il rendrait explicites des choix souvent implicites, donc présumés inefficaces (Bottrill *et al.*, 2008a). Pour ses partisans, « cette approche coût-efficacité permet enfin de financer la conservation de manière explicite et rationnelle ^[88] ». Pour eux, dans la logique de triage, « le pragmatisme fait loi ^[89] ».

« Lucidité », « rationalisation », « optimisation » deviennent, grâce au triage, les maîtres mots d'une communauté de la conservation qui aurait été jusqu'ici baignée d'illusions. Elle disposerait désormais d'un modèle opérationnel d'allocation optimale des ressources de la conservation (schéma 11).

[85] Cité dans V. Nouyrigat, « Le dilemme de Noé », *Sciences et Vie*, octobre 2012, pp. 102-108.

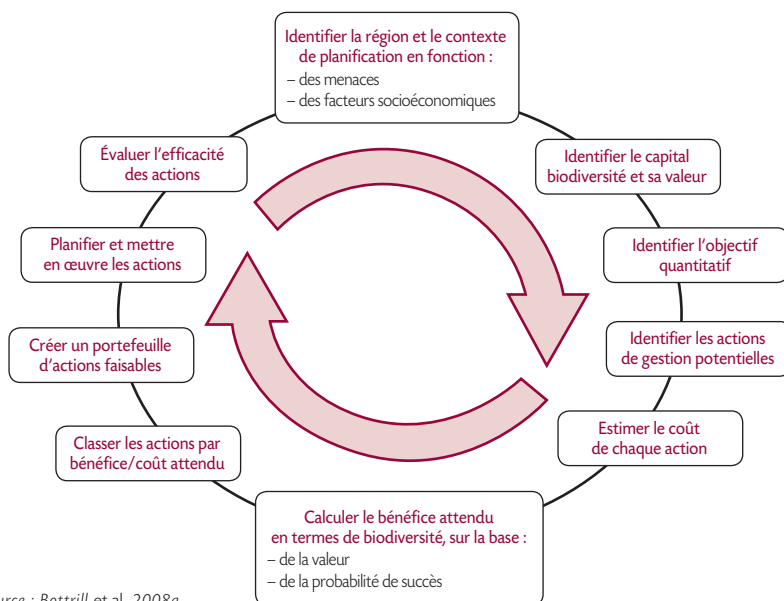
[86] Julliard, cité dans V. Nouyrigat, « Le dilemme de Noé », *Sciences et Vie*, octobre 2012, pp. 102-108.

[87] Cité dans « Triage: Not all endangered species worth saving says scientist. Cost-efficiency decisions needed », *The Australian*, 10 octobre 2007, p. 25.

[88] Possingham, cité dans V. Nouyrigat, « Le dilemme de Noé », *Sciences et Vie*, octobre 2012, pp. 102-108.

[89] C. Vincent, « Tigre ou ver de terre : qui vaut-il mieux protéger ? », *Le Monde*, 6 février 2012, p. 6.

Schéma 11 *Un modèle opérationnel d'allocation des investissements à différentes actions pour atteindre un objectif donné, utilisant un processus de triage qui inclut des paramètres de coût, de valeur, de probabilité de succès et de bénéfices pour la biodiversité*



Source : Bottrill et al, 2008a.

Comment le triage pourrait-il être réalisé ?

Une fois posée la logique du triage, il ne resterait donc plus qu'à élaborer une liste de critères. Les paramètres de coût, de valeur, de probabilité de succès et de bénéfices en constituent le socle minimal, selon Bottrill *et al.* (2008a). La liste proposée dans la littérature est en réalité longue et hétérogène, visant tour à tour des espèces...

- clés de voûte, dont la disparition entraînerait une cascade d'extinctions en raison de leur rôle dans l'écosystème ;
- à forte valeur symbolique (*i.e.* susceptibles de mobiliser largement pour la conservation) ;
- les plus « utiles », en particulier en termes de valorisation des ressources génétiques par les secteurs pharmaceutiques, agricoles, etc. ;
- ayant des fonctions indispensables dans l'écosystème (laisser disparaître les espèces fonctionnellement redondantes, pour privilégier celles qui jouent un rôle unique et nécessaire) ;

- ayant le plus de chances de survivre, critère qui élimine les plus grosses (éléphants, baleines) et les plus menacées. (Traill *et al.*, 2010, recommandent, par exemple, d'attribuer les fonds pour la conservation en fonction de l'écart entre la taille d'une population et la « *population minimale viable* ») ;
- fournissant le plus de services écosystémiques, et donc de bénéfices économiques ;
- génétiquement singulières : il s'agit de cibler les espèces les plus originales (ornithorynque, sphénodon, coelacanthé...), porteuses d'un patrimoine génétique singulier, fruit d'une longue évolution et derniers représentants d'un ensemble d'espèces disparues. (Le programme *Evolutionary Distinct and Globally Endangered* [EDGE ; voir Redding et Mooers, 2006] en est emblématique.) ;
- génétiquement banales : il s'agit au contraire de favoriser les espèces communes, qui évolueront davantage et formeront la biodiversité de demain, les autres étant des « *impasses évolutives* » ;
- « *sauvables* » au meilleur coût ;
- etc.

Ces différents critères débouchent sur l'identification d'espèces à sauver, d'autres auxquelles renoncer, mais aussi sur la définition de zones géographiques prioritaires en fonction de ces critères sur les espèces.

Panorama des débats sur le triage

L'émergence de la notion de triage dans le champ de la conservation génère de vifs débats de principe. Encore tabou dans certains cercles, d'aucuns arguent pourtant que le triage est déjà pratique courante : qu'ils l'admettent ou non, les conservationnistes ont toujours eu des discussions sur ce qu'il faut sauver en priorité (Marris, 2007). De fait, la priorisation est déjà à l'œuvre au sein de chaque organisation, chez chaque acteur de la conservation : la Ligue pour la protection des oiseaux a choisi les oiseaux, *Conservation International* les *hotspots*, le WWF ses 35 régions prioritaires, le FFEM la Zone de solidarité prioritaire et la Fédération Rhône-Alpes de protection de la nature... la nature de la région Rhône-Alpes. Chaque pays établit des priorités à travers son réseau d'aires protégées, chaque ministère de l'Environnement alloue des moyens différents à différents objets de conservation, chaque scientifique fait porter son effort sur un objet particulier. Le triage serait donc souvent à l'œuvre de façon implicite, puisqu'il y a des objets sur lesquels on fait porter l'effort et d'autres non. McIntyre *et al.* (1992) dénoncent donc l'ironie d'une situation où chacun pratique déjà une forme de triage, « *de manière inconsciente* » selon Loreau qui rejoint ainsi

Julliard^[90] : « on opère des tas d'arbitrages de façon informelle, toujours dans l'urgence, et sans le moindre équivalent d'une commission d'éthique pour encadrer ces décisions ».

La notion de triage se distingue toutefois de l'habituelle priorisation. Comme le remarquent Hagerman *et al.* (2010), le triage « comprend la décision explicite de ne pas traiter un individu donné (de ne pas protéger une population ou une espèce donnée), sachant que l'absence d'effort mènera probablement à l'extinction de cette population ou espèce ». Cela signifie ne pas mettre de moyens sur des cibles jugées non prioritaires selon différents critères, au profit d'autres cibles présentant un meilleur « score ». Surtout, la logique du triage revêt nécessairement une dimension plus globale, au-delà d'un acteur particulier : elle vise à rationaliser l'ensemble de l'effort de conservation, dans une entreprise globale et coordonnée. C'est sur ces particularités du triage par rapport à la simple priorisation que porte le débat, et non sur l'opportunité indiscutable, pour un acteur donné, de faire des choix stratégiques.

De même que beaucoup des plus fervents opposants aux approches par les services écosystémiques ou l'évaluation économique se placent dans un registre éthique (voire moral), à ce jour, l'essentiel des critiques portées contre le triage relève de l'indignation. Barbault, par exemple, « trouve le procédé assez odieux : au nom de quoi l'homme se permettrait-il d'opérer de tels choix ? » ; il y voit une « méthode moralement détestable^[91] ». Dans le même article, Kirchner s'insurge des résultats de l'enquête de Rudd (2011) : « J'en suis estomaqué : ce triage était jusqu'à présent un tabou absolu au sein de notre communauté scientifique ! ». Rull (2010) considère le triage comme « une reddition sans condition au marché », tandis que Myers (cité par Marris, 2007), qui doute par ailleurs fortement de la faisabilité du triage, raconte que son entreprise de priorisation en *hotspots* a souvent été qualifiée d'immorale, toutes les espèces étant égales. D'un point de vue épistémologique, Jachowski et Kesler (2008) affirment que « autoriser des extinctions est contraire aux concepts fondamentaux de la biologie de la conservation selon lesquels les espèces ont une valeur intrinsèque et les extinctions sont inacceptables ».

De façon plus isolée, Noss (1996) allie éthique et tactique en qualifiant le triage d'« éthiquement pernicieux et politiquement défaitiste », tandis que Pimm (2000) fait figure d'exception en réfléchissant aux implications du message véhiculé par le triage : « le triage est une petite musique séduisante pour les oreilles de certains décideurs. Il combine l'apparence d'une décision forte et la substance de l'inaction. C'est vraiment dommage pour l'espèce X, mais je peux financer plus de recherche sur l'espèce Y, et,

[90], [91] Cités dans V. Nouyrigat, « Le dilemme de Noé », *Sciences et Vie*, octobre 2012, pp. 102-108.

sotto voce, éviter des choix politiques difficiles concernant l'espèce X. Quelques années plus tard le même argument sera répété au sujet de l'espèce Y ».

La nécessité de porter le questionnement sur le terrain du pragmatisme

Le problème, avec la critique éthique du triage (pour importante qu'elle soit), est qu'elle est largement partagée par les promoteurs-mêmes de cette « rationalisation ». Comme au sujet des autres formes de « pragmatisme » évoquées précédemment (services écosystémiques, etc.), ceux-ci concèdent volontiers qu'ils préféreraient faire autrement. Pour Walker (1992), « aussi regrettable que ce soit, il est fort probable que les préoccupations pour la biodiversité globale se réduiront in fine à une analyse coût-bénéfice ». Un expert cité par Hagerman et al. (2010) explique : « nous allons devoir faire des choix difficiles quant aux espèces et habitats pour lesquels il y a si peu d'espoir que ça ne vaudrait pas la peine d'essayer de les sauver. Je déteste dire cela, mais c'est la réalité de la situation. Le bon côté est que cela va libérer plus d'argent pour mettre plus de terres en réserve ». Il faudrait donc reprendre la formule célèbre de Margaret Thatcher : « il n'y a pas d'alternative », et accepter l'évidence : « plutôt qu'une position éthique, le triage pour la conservation est simplement une étape inévitable dans le processus d'allocation efficace des ressources sous contrainte budgétaire » (Bottrill et al., 2008a).

Si ses partisans eux-mêmes le considèrent comme éthiquement non désirable mais pratiquement nécessaire, le triage reste hors d'atteinte des critiques éthiques qu'il reprend à son compte pour mieux les évacuer. Une analyse des conditions techniques, et surtout de la configuration stratégique entourant sa mise en œuvre, peut permettre, en revanche, de questionner sa nécessité et sa faisabilité, et donc son pragmatisme affiché.

3.2.2. Les critères proposés sont-ils utilisables ?

Des critères difficiles, voire impossibles, à renseigner

Il semble que les écologues et biologistes soient très loin de pouvoir relever les défis scientifiques posés par les critères proposés pour le triage. « Nous sommes si fondamentalement ignorants », déclare Myers (*ibid.*) ; « nous sommes bien loin de pouvoir dire de quelles espèces on peut se passer » ; Ehrlich (cité par Marris, 2007) compare les espèces aux milliers de rivets qui font tenir les pièces d'un avion en vol : comment savoir combien on peut en enlever avant de retirer celui de trop ? Les liens entre espèces et fonctions écologiques, ou entre fonctions et services, sont par exemple très incertains. Les « populations minimales viables » ne font pas l'objet

de consensus (Flather *et al.*, 2011 ; Traill *et al.*, 2010), et l'évaluation des chances de survie d'une espèce menacée est loin d'être aussi assurée que celle d'un patient blessé (Parr *et al.*, 2009). Une approche étroite du triage aurait, par exemple, abandonné la grue blanche, dont il ne restait plus que 15 individus au début du XX^e siècle en Amérique du Nord, mais aujourd'hui sauvée grâce aux efforts de conservation, et les exemples similaires sont nombreux (Jachowski et Kesler, 2008). En outre, les incertitudes ne se réduiront pas forcément avec les progrès de la science, de nouveaux processus, de nouvelles interactions ou rétroactions pouvant être mis à jour qui viendraient au contraire les accroître.

Surtout, une grande relativité semble caractériser beaucoup des critères proposés. Par exemple Jenkins *et al.* (2013) basent leur priorisation sur trois taxons : mammifères, amphibiens et oiseaux, car ce sont les mieux connus. De ce fait ils n'identifient pas les mêmes zones prioritaires que Myers avec ses *hotspots*, basés sur les plantes... Abandonner une espèce dite « redondante » pose aussi question : quand deux espèces ont la même fonction dans un écosystème (si tant est qu'on puisse parfois être sûr que c'est le cas), laquelle des deux est redondante ? Et qu'est-ce qu'une espèce « attractive » ? Requin, ours, loup, lion ? La grande faune sauvage du Kenya n'est-elle pas surnommée « *le bétail des blancs* » par les Masaïs ? Plus fondamentalement, dans la mesure où, selon Mora *et al.* (2011), seules 1,2 à 1,8 million d'espèces ont été identifiées sur un total susceptible de se situer entre 8 et 100 millions^[92], quel est le sens d'un triage « rationnel » ? Dans un tel contexte de connaissance, cibler des espèces indépendamment les unes des autres peut sembler moins efficace et rationnel que de protéger les vastes habitats d'espèces attirant des financements (tigre, ours...), seuls remparts à la fragmentation et, donc, ultimes boucliers pour des milliers d'espèces dont on ignore l'existence.

Des critères irréconciliables entre eux

Au-delà de la difficulté à renseigner chaque critère possible du triage, et même en imaginant que les progrès scientifiques nécessaires soient accomplis (ce qui supposerait une forte hausse des financements, en contradiction avec la contrainte budgétaire qui fonde le triage) ainsi qu'une improbable uniformisation globale des préférences culturelles, les critères ne deviendraient pas compatibles entre eux pour autant. On peut imaginer comparer deux potentiels d'évolution génétique, deux évaluations monétaires de services écosystémiques, mais pas un potentiel d'évolution

[92] Beaucoup plus si l'on inclut les micro-organismes de tous règnes : procaryotes (bactéries, archées), eucaryotes (champignons, algues unicellulaires, protozoaires, etc.), voire virus.

génétique avec l'attractivité culturelle et le service rendu. Tigres, pandas et gorilles sont absents de la liste des espèces à forte valeur génétique (programme EDGE), alors même que leur protection est une motivation essentielle générant un soutien public pour la conservation. Un expert cité par Hagerman *et al.* (2010) suggère que l'on s'assure « *qu'au moins un membre de chaque genre survive pour essayer de maintenir ouvertes les options d'évolution* », tout en reconnaissant que ce choix serait « *arbitraire et capricieux* », et qu'une autre stratégie ne serait pas moins légitime.

Face à cet obstacle de taille, les tenants du triage se réfugient dans deux directions. D'abord, le besoin de plus de recherches. Hagerman *et al.* (*ibid.*), par exemple, relatent une discussion opposant des scientifiques défendant l'idée d'allouer le plus de ressources aux espèces les plus menacées, à d'autres proposant de les abandonner : « *finalement, la tension fut évacuée par un accord unanime sur le fait que le problème avec ces débats est le manque de données pour les renseigner* », ce qui évitait de trancher sur le choix des critères.

En outre, les plus fervents partisans du triage proposent des approches multicritères fortement mathématisées qui dissimulent l'arbitraire du poids relatif accordé à chaque critère derrière des modèles inaccessibles au commun des mortels. Possingham en est le « champion », qui affirme que « *l'industrie de la conservation n'a pas la formation requise en maths appliquées et en économie pour prendre les bonnes décisions* ». Les universités devraient donc offrir des masters en gestion quantitative de la faune sauvage : « *il est difficile de convaincre les étudiants de première année que les maths sont utiles mais en troisième année, ils réalisent que toute la science est quantitative* ^[93] ». McDonald-Madden *et al.* (2008a et b) en offrent des exemples non moins spectaculaires, tout comme Joseph *et al.* (2009) qui, dans leur « protocole de priorisation des projets », combinent niveau de menace, diverses métriques de la valeur de l'espèce (particularités en termes d'évolution, importance écologique, sociale...), coût de gestion et probabilité de succès.

Chiffres, équations et modèles drapent donc des choix somme toute arbitraires derrière l'illusion d'une rationalité formelle qui, face à la pluralité des préoccupations et des (bonnes) raisons de protéger la biodiversité, n'a aucune chance d'emporter un consensus global, pourtant condition *sine qua non* de la rationalisation que les partisans du triage appellent de leurs vœux.

[93] Cité dans « Triage: Not all endangered species worth saving says scientist. Cost-efficiency decisions needed », *The Australian*, 10 octobre 2007, p. 25.

3.2.3. *Le triage est-il adapté au contexte stratégique de la conservation ?*

Une tactique qui pose question

La dimension tactique du triage n'est pas ignorée par ses défenseurs. McDonald-Madden *et al.* (2008b) soulignent « la nécessité que les gestionnaires considèrent le triage non comme un renoncement, mais comme un outil pour assurer la survie des espèces à la lumière de l'urgence des enjeux de la conservation, de l'incertitude et de la situation difficile du financement de la conservation ». Un expert cité par Hagerman *et al.* (2010) renchérit : « il y a un contexte social et il faut s'assurer que l'on ne donne pas l'impression de juste procéder au triage. Il faut insister sur le fait qu'on espère obtenir les financements pour prendre le problème de la conservation en charge de façon beaucoup plus large. Il se peut qu'on ait besoin de faire un peu de triage, mais le message devrait être qu'on ne veut pas se trouver en position d'en faire beaucoup ». En d'autres termes, laisser entendre, même involontairement, que le triage est la solution au problème de moyens, risquerait de devenir une prophétie auto-réalisatrice venant légitimer des arbitrages budgétaires défavorables à la biodiversité. Mais pour Bottrill *et al.* (2008b), on est loin d'un renoncement : « être explicite quant aux conséquences (i.e. extinctions) d'un financement inadéquat peut drainer davantage de ressources des gouvernements et bailleurs que de renforcer l'illusion selon laquelle on peut tout sauver. En niant les réalités d'un budget contraint, nous pouvons amener les décideurs à croire que les ressources actuelles sont suffisantes pour mettre en œuvre les mesures nécessaires à la réduction à zéro du taux d'extinction ».

Pourtant, Jachowski *et al.* (2008) considèrent que c'est bien le contraire qui risque de se passer : « si les gouvernements qui financent la conservation resserrent les cordons de la bourse, les biologistes de la conservation qui utilisent le triage ne pourront que répondre en plaçant toujours davantage d'espèces et de systèmes sur la pile de ceux voués à disparaître ». Le message véhiculé par la notion de triage peut, dès lors, représenter une concession aux forces qui résistent aux changements nécessaires à la conservation de la biodiversité, sans que ces forces n'aient à faire elles-mêmes un effort équivalent. Et si les conservationnistes en avaient toujours demandé trop ? S'ils pouvaient affiner leurs priorités et se départir de l'objectif, utopique, d'un arrêt de l'érosion de la biodiversité ? Nul doute que le message serait bien accueilli par une majorité de décideurs réticents aux efforts requis par la conservation de la biodiversité. D'autant plus si, pour ce travail d'affinement des demandes, davantage de recherches étaient nécessaires (pour renseigner les critères), et si les scientifiques n'étaient pas d'accord entre eux sur les critères... « Revenez quand vous saurez ce que vous voulez ! » ne manquerait pas d'être la réponse du reste de la société aux partisans de la conservation de la biodiversité.

Se placer sur le terrain de l'efficacité, et non plus de la défense du vivant dans son ensemble, comporte un autre risque : celui de centrer le débat sur cette notion, avec des vues forcément divergentes, quoique toutes légitimes *a priori*, de la part d'acteurs aux logiques contrastées. Jachowski *et al.* (2008) mettent ainsi en garde contre le fait qu'un tel changement dans la posture philosophique des biologistes de la conservation aurait des impacts bien au-delà de la « tour d'ivoire » dans laquelle le triage est débattu : *« si les conservationnistes valident des extinctions au nom de l'efficacité, qu'est-ce qui empêchera d'autres acteurs de justifier d'autres extinctions en fonction d'intérêts contraires à ceux de la conservation ? D'aucuns argueraient sans doute que le calcul de l'efficacité doit tenir compte des impacts des activités de conservation sur les profits privés des entreprises, [...] et les responsables politiques auraient probablement du mal à distinguer les espèces vouées à l'extinction par les conservationnistes en quête d'efficacité de celles sélectionnées au nom de profits privés entravés par la conservation »*. Ne seraient alors plus considérées comme efficaces que les actions de conservation qui ne remettent pas en cause de façon significative des activités sectorielles profitables. Le champ de la conservation s'en trouverait non pas clarifié, mais réduit.

Il est difficile de trancher la controverse tactique unilatéralement, des arguments opposés pouvant être entendus et les choix tactiques étant fondamentalement dépendants des contextes. Mais la principale conclusion à l'examen des arguments invoqués pourrait être que la transparence et la publicité des débats ne soient pas systématiquement appropriées (contrairement à l'idée reçue largement partagée par les deux bords). Certains choix tactiques, au sein de la communauté de la conservation, pourraient gagner à être débattus derrière des portes closes pour mieux porter leurs fruits. Qui imaginerait que les industriels des secteurs les plus impactants, cherchant à minimiser la contrainte environnementale sur leur activité, s'ouvrent en toute transparence au public de leurs décisions stratégiques ?

Une configuration complexe de l'action

De façon cette fois très nette, il apparaît que le contexte d'action dans lequel se déploie la conservation permet difficilement d'envisager la mise en œuvre du triage.

Une première raison tient aux acteurs de la conservation : ils sont si nombreux que toute entreprise de recensement serait vaine, et ils opèrent à des échelles multiples avec des approches, préoccupations et objectifs fort contrastés. Même si une zone humide X, en France, pour la protection de laquelle se bat localement l'association Y, s'avère n'avoir une importance écologique que très limitée d'un point de vue mondial (aucune espèce endémique, faible diversité, services écosystémiques sans

grande valeur, etc.), personne ne sera jamais en mesure de réaffecter ses fonds vers une autre zone humide d'importance écologique infiniment plus grande en Amazonie. De même que les fonds alloués par l'Union européenne et la France à la protection de l'ours des Pyrénées ne pourront, techniquement, jamais être attribués aux lémuriens malgaches. L'acharnement de Possingham contre le condor californien n'a donc pas de sens pratique : nul n'aurait pu décider la réaffectation des 20 millions USD vers les forêts tropicales. Ces montants sont entre les mains d'acteurs incarnés dont l'action est inscrite dans des juridictions. Ils n'existent pas en eux-mêmes, indépendamment de leur affectation prévue, sauf à considérer implicitement la conservation mondiale comme l'œuvre d'une poignée de grandes ONG et organisations internationales (comme on le perçoit très nettement dans l'article de Marris, 2007), alors que sa réalité est celle d'un morcellement extrême. De là l'illusion de la possibilité d'un choix global, coordonné, optimal, par un décideur unique ou un consortium de quelques décideurs. Mace (citée dans Marris, 2007) regrette ainsi : « *La prolifération des schémas de priorisation en fait très similaires ces dix dernières années n'a pas été très profitable. Ils constituent essentiellement l'image de marque des organisations. Cela me surprend toujours que les grandes organisations de conservation ne se soient pas réunies sous une seule et même bannière, comme "Make Poverty History"* ». L'idée d'un décideur centralisé pour l'action en faveur de la biodiversité n'est en fait pas plus souhaitable que réaliste. Pas souhaitable : la diversité et la fragmentation des acteurs de la biodiversité assurent un pluralisme vital dans les approches et les objets, reflètent des « *choix philosophiques* » très variés (Hoekstra, cité par Marris, 2007), et contribuent à la résilience et à l'adaptation stratégique au terrain de l'action en faveur de la biodiversité. Pas réaliste : on voit mal – et les débats sur le triage l'illustrent – qui serait en mesure de faire parler d'une seule voix et agir d'une seule main les multiples partisans de la biodiversité. La fragmentation des acteurs favorables à la biodiversité (et donc l'hétérogénéité des conceptions qu'ils défendent) constitue le contexte réel dans lequel l'action se déploie, et non un défaut passager du dispositif. Toute réflexion sur « *l'allocation des ressources de la conservation pour atteindre un impact maximal* » (Jenkins *et al.*, 2013) n'a donc pas de destinataire susceptible de la mettre en œuvre, un comble pour une approche « pragmatique ».

Une deuxième raison pour laquelle le triage n'est en fait pas adapté aux conditions pratiques de l'action tient à la complexité des processus décisionnels. Le schéma 11 est emblématique d'une simplification extrême, sous la forme séquentielle, dont de nombreux auteurs ont largement montré par ailleurs l'inadéquation à une réalité qui refuse obstinément de se plier à sa rationalité apparente, et les effets pervers très concrets (Muller et Surel, 1998). Comme l'écrivent Bako-Arifari et Le Meur (2001), il convient de se méfier d'une « *vision linéaire conception-décision-action-évaluation, la plus éloignée que l'on puisse imaginer de la réalité sociale (mais qui a des effets sociaux*

bien réels) ». Cette vision n'est en effet pas seulement simpliste : si on la prend suffisamment au sérieux pour qu'elle guide l'action, elle débouche sur une naïveté stratégique qui en limite grandement l'efficacité (Billé, 2007).

Enfin, le triage supposerait qu'il y ait un lien direct entre action et résultat, autrement dit que la décision de protéger puisse être transmise à un acteur donné ayant un levier d'action fiable entre les mains. Or ce n'est pas le cas : la conservation repose sur des processus politiques qui font une large part à l'affrontement et à la négociation. En pratique, tout ce qui serait sacrifié sur l'autel de l'efficacité, avant même la négociation, serait bel et bien perdu (car laisser libre cours à des activités destructrices a un résultat à peu près certain), alors que l'avenir de tout ce qui serait sélectionné pour protection resterait négociable. La conservation, en particulier à long terme, ne se décrète pas : une fois la décision prise, reste à concevoir les instruments, à les négocier, les mettre en œuvre, évaluer leurs résultats, corriger leurs lacunes et effets pervers, réessayer, etc. Et, *in fine*, comme le craint Pimm (2000), à devoir de nouveau « *couper la poire de la conservation en deux* » quelques années plus tard, lorsque les fonds continueront de manquer, que les pressions auront augmenté et que de nouveaux choix devront être faits, de façon « pragmatique »...

Des ressources financières en fait illimitées ?

Apparemment évident, le manque de ressources financières pour la conservation, qui est à la base de l'idée de triage, mérite lui-même d'être questionné à de nombreux égards.

- On ne connaît pas le montant dépensé annuellement pour la conservation dans le monde. La Stratégie de mobilisation des ressources de la CDB, adoptée à Nagoya en 2010, fournit, certes, des indicateurs pour une estimation plus fine de ce montant, mais les chiffres disponibles restent grossiers et n'incluent qu'une partie des acteurs de la conservation.
- Les dépenses, quand bien même connues, ne sauraient être confondues avec les moyens disponibles. À part dans le cas de certains mécanismes tels le Fonds pour l'environnement mondial (FEM), il n'existe pas une enveloppe globale disponible qui attendrait d'être dépensée, et dont on pourrait discuter la meilleure utilisation. De ce fait, renoncer à protéger l'espèce X ou l'écosystème Y ne libère pas de ressources pour un autre objectif. Pour revenir à l'exemple cher à Possingham, l'argent dépensé pour le condor californien n'aurait pas été mécaniquement rendu disponible pour les forêts tropicales: le condor ayant ses propres « fans », cet argent n'aurait sans doute pas existé du tout.

- Les estimations des besoins sont encore infiniment moins robustes que celles des dépenses (Feger et Pirard, 2011). Élément central des discussions lors de la 11^e Conférence des Parties à la CDB (Hyderabad, 2012), le chiffrage a donné lieu à la mise en œuvre de diverses méthodes *ad hoc* qui constituent autant d'approximations de besoins réels que tout le monde (ou presque) s'accorde à juger fondamentalement impossibles à évaluer (Billé *et al.*, 2012). À titre d'exemple, le chiffrage établi par le FEM sur la période 2014-2018 pour l'atteinte des cibles d'Aichi dans les pays en développement donne une fourchette de 74 à 191 milliards de dollars, mais nul ne peut affirmer qu'on tient là ne serait-ce que l'ordre de grandeur des moyens nécessaires à l'arrêt de l'érosion de la biodiversité.
- Est-ce beaucoup ? Comme nous l'avons vu, Botrill *et al.* (2008a) jugent les sommes nécessaires « astronomiques », mais Parr *et al.* (2009) font remarquer qu'elles ne le sont que dans un sens : elles sont du même ordre de grandeur que les ressources aujourd'hui affectées à l'exploration spatiale. Est-il irréaliste d'imaginer que la communauté internationale puisse allouer autant de ressources à la protection du tissu vivant de la planète ?
- Les ressources allouées à la conservation ont probablement toujours augmenté, et augmentent sans doute encore si l'on en juge par les budgets des grandes ONG ou du FEM. Il n'y a en tous cas aucune raison de penser qu'elles ne puissent pas augmenter à l'avenir : la crise budgétaire ne concerne pas tous les pays, et surtout le monde n'est pas moins riche que par le passé. Le PIB mondial ne cessant d'augmenter, ce n'est que la répartition des richesses (notamment entre privé et public) qui change. L'enjeu, pour les conservationnistes, serait donc plutôt, à l'avenir, de savoir prendre l'argent où il est.
- Les problèmes d'efficacité de l'action sont passés sous silence. Or, si nul ne détient la recette miracle, on ne peut ignorer que les politiques et projets de conservation, au niveau domestique comme dans le contexte de l'aide au développement, sont loin de toujours obtenir des résultats satisfaisants. Sans parler de triage, il y a beaucoup à gagner à mettre l'accent sur l'efficacité environnementale des instruments déployés, ce qui n'est pas, pour l'heure, une préoccupation centrale pour tous les acteurs.
- Les grands facteurs d'érosion de la biodiversité ne sont pas hors de portée. Le triage pourrait avoir du sens si une météorite approchait la Terre, ou si un virus se propageait, et si nous devions choisir que sauver face à des phénomènes qui nous échappent. Mais le problème avec la biodiversité ne vient pas de l'extérieur de notre société : la seule raison pour laquelle la conservation, et donc son financement, sont nécessaires, est que des activités humaines détruisent la biodiversité.

Augmenter ou rationaliser l'effort de conservation revient, pour l'instant, à remplir un panier percé : jusqu'à présent les efforts ont toujours augmenté parallèlement aux pressions. Par exemple, le financement de la conservation est marginal au regard des subventions dommageables à la biodiversité (TEEB, 2009) : réduire, voire supprimer, ces subventions, même sans réaffectation des fonds, accroîtrait virtuellement le financement disponible (ou réduirait le financement nécessaire pour des résultats égaux).

- Une approche comptable est nécessaire. Les baleines sont citées parmi les espèces chères à protéger et dans une impasse génétique, mais le *whale watching* génère 2 milliards USD de recettes annuelles, ce qui est bien supérieur aux sommes allouées à leur protection. Sans même considérer leur rôle clé dans les écosystèmes marins, et les effets en chaîne qu'entraînerait leur disparition, nous perdriions collectivement plus que nous n'économiserions en les abandonnant. Ce ne sont évidemment pas les mêmes acteurs qui assument les dépenses et bénéficient de leur existence, mais il s'agit là d'un autre problème.

Conclusion

Dans un contexte de restrictions budgétaires, les bailleurs de fonds doivent toujours plus justifier et légitimer leurs actions. Chacun d'entre eux est constamment soumis à des injonctions de priorisation : dans quelles géographies agir, sur quels secteurs intervenir ? Favoriser l'éducation ou l'accès à l'énergie ? Prioriser les pays les moins avancés ou les pays émergents ? Viser les plus pauvres ou se concentrer sur les classes moyennes ? La liste des choix à effectuer est sans fin et les moyens nécessaires jamais suffisants. Mais, en dépit des nécessaires efforts de coordination de l'aide, une certaine pluralité des approches et des priorités demeure, qui laisse une large place à la culture organisationnelle de chaque bailleur, à ses choix politiques, aux contextes particuliers de ses interventions, aux partenariats qu'il développe et aux demandes variées des pays récipiendaires.

Devrait-il en être autrement pour la conservation de la biodiversité ? La notion de triage peut, à bien des égards, sembler proposer un chemin rationnel favorisant l'optimisation des décisions et des résultats. L'examen de la notion de triage au regard de ses perspectives de mise en œuvre montre néanmoins clairement que les critères proposés sont inutilisables et que son principe même n'est pas adapté au contexte d'action réel, très politique et stratégique, dans lequel le triage serait censé opérer. Le parallèle avec la médecine d'urgence qui sous-tend les propositions de triage ne résiste pas à l'analyse : les situations dans lesquelles la conservation est mise

en œuvre sont plus complexes, les acteurs plus nombreux, leurs logiques forcément contrastées et leurs échelles d'intervention multiples. La conservation est une pratique sociale et politique, ancrée dans des histoires, des territoires et des dispositifs d'action complexes, mise en œuvre par des acteurs de chair et d'os, et rien ne dit que son financement ne soit ni limité ni limitant. Si l'efficacité environnementale de l'action doit bien être une préoccupation centrale de chaque acteur de la conservation, cela ne passe ni par d'hypothétiques mécanismes globaux d'optimisation et de coordination, ni par le renoncement, même à contrecœur, à sauver des espèces et écosystèmes sur lesquels des segments de la société se sont fixés des objectifs de conservation. Indépendamment de toute considération morale, le triage est voué à l'échec.

Le triage est ainsi emblématique d'approches de la conservation qui, basées sur une forme de désespoir que la raison ne saurait contredire (tant les tendances globales sont peu encourageantes), apportent à une question mal posée une réponse illusoire parée des atours des sciences quantitatives, au carrefour de l'écologie et de l'économie. L'objectif « zéro extinction » semble, certes, s'éloigner de jour en jour. Mais il est une référence utile comme un horizon utopique sur lequel de nombreux acteurs et gouvernements de par le monde se sont accordés, comme position de négociation dans les situations concrètes d'action. Nous ne proposons donc pas ici d'alternative au triage car, au-delà de la réponse faussement pragmatique qu'il apporte, c'est la question qui est mal posée : le problème de la conservation de la biodiversité n'est pas de trouver enfin la bonne méthode pour guider les choix d'un décideur imaginaire aux moyens limités.

Bibliographie

BAKO-ARIFARI, N. et P.Y. LE MEUR (2001), « Une anthropologie sociale des dispositifs du développement » in BARÉ, J.-F. (dir.) *L'évaluation des politiques de développement, Approches pluridisciplinaires*, L'Harmattan, Paris, pp. 121-73.

BILLÉ, R. (2007), "A Dual-Level Framework for Evaluating Integrated Coastal Management Beyond Labels", *Ocean and Coastal Management*, 50(10), pp. 796-807.

BILLÉ, R., C. CHIAROLLA, E. DRUEL, R. PIRARD et J. ROCHETTE (2012), « La 11^e Conférence des Parties à la CDB : retour à la normale à Hyderabad ? » *Policy Brief*, Iddri, n° 14/12.

BILLÉ, R., C. CHIAROLLA, et L. CHABASON (2010), « La CdP 10 de Nagoya : un succès pour la gouvernance mondiale de la biodiversité ? », *Synthèses*, Iddri, n° 6/10.

BILLÉ, R., J.-P. LE DUC et L. MERMET (2010), "Global Biodiversity Targets: Vain Wishes or Significant Opportunities for Biodiversity Governance?" in BROUGHTON, E. (Ed.), *Global Governance of Biodiversity: New Perspectives on a Shared Challenge*, IFRI, Paris, pp. 45-85.

BOTTRILL, M.C., L.N. JOSEPH, J. CARWARDINE, M. BODE, C. COOK, E.T. GAME, H. GRANTHAM, S. KARK, S. LINKE, E. McDONALD-MADDEN, R.L. PRESSEY, S. WALKER, K.A. WILSON et H.P. POSSINGHAM (2008a), "Is Conservation Triage Just Smart Decision Making?", *Trends in Ecology and Evolution*, 23(12), pp. 649-654.

BOTTRILL, M.C., L.N. JOSEPH, J. CARWARDINE, M. BODE, C. COOK, E.T. GAME, H. GRANTHAM, S. KARK, S. LINKE, E. McDONALD-MADDEN, R.L. PRESSEY, S. WALKER, K.A. WILSON et H.P. POSSINGHAM (2008b), "Finite Conservation Funds Mean Triage is Unavoidable", *Trends in Ecology and Evolution*, 24(4), p. 183.

EPIFANIO, J., G. HAAS, K. PRATT, B. RIEMAN, P. SPRUELL, C. STOCKWELL, F. UTTER et W. YOUNG (2003), "Integrating Conservation Genetic Considerations into Conservation Planning: a Case Study of Bull Trout in the Lake Pend Oreille-lower Clark Fork River System", *Fisheries*, 28(8), pp. 10-24.

FEGER, C. et R. PIRARD (2011), "Assessing Funding Needs for Biodiversity: Critical Issues", *Policy Brief*, Iddri, No. 6/11.

FLATHER, C.H., G.D. HAYWARD, S.R. BEISSINGER et P.A. STEPHENS (2011), "Minimum Viable Populations: Is There a 'Magic Number' for Conservation Practitioners?", *Trends in Ecology and Evolution*, 26(6), pp. 307-316.

HAGERMAN, S., H. DOWLATABADI, T. SATTERFIELD et T. McDANIELS (2010), "Expert Views on Biodiversity Conservation in an Era of Climate Change", *Global Environmental Change*, 20, pp. 192-207.

JACHOWSKI, D.S. et D.C. KESLER (2008), "Allowing Extinction: Should We Let Species Go?", *Trends in Ecology and Evolution*, 24(4), p. 180.

JENKINS, C.N., L.P. STUART et L.N. JOPPA (2013), "Identifying Priority Areas for Biodiversity is Essential for Directing Conservation Resources", *Proceedings of the National Academy of Science*, 110(28): doi: 10.1073/pnas.1302251110

JOSEPH, L.N., R.F. MALONEY et H.P. POSSINGHAM (2009), "Optimal Allocation of Resources among Threatened Species: a Project Prioritization Protocol", *Conservation Biology*, 23(2), pp. 328-338.

LAURANS, Y., A. RANKOVIC, R. BILLÉ, R. PIRARD et L. MERMET (2013), "Use of Ecosystem Services Valuation for Decision-Making: Questioning a Literature Blindspot", *Journal of Environmental Management*, 119, pp. 208-219.

MARRIS, E. (2007), "What To Let Go", *Nature*, 450, pp. 152-155.

MCDONALD-MADDEN, E., P.W.J. BAXTER et H.P. POSSINGHAM (2008a), "Subpopulation Triage: How to Allocate Conservation Effort among Populations", *Conservation Biology*, 22(3), pp. 656-665.

MCDONALD-MADDEN, E., P.W.J. BAXTER et H.P. POSSINGHAM (2008b), "Making Robust Decisions for Conservation with Restricted Money and Knowledge", *Journal of Applied Ecology*, 45, pp. 1630-1638.

MC INTYRE, S., G.W. BARRETT, R.L. KITCHING et H.F. RECHER (1992), "Species Triage – Seeing Beyond Wounded Rhinos", *Conservation Biology*, 6(4), pp. 604-605.

MORA, C., D.P. TITTENSOR, S. ADL, A.G.B. SIMPSON et B. WORM (2011), "How Many Species Are There on Earth and in the Ocean?", *PLoS Biology*, 9(8), pp. 1-8.

MULLER, P. et Y. SUREL (1998), *L'analyse des politiques publiques*, Montchrestien, Paris.

NOSS, R. (1996), "Conservation or Convenience?", *Conservation Biology*, 10, pp. 921-922.

PARR, M.J., L. BENNUN, T. BOUCHER, T. BROOKS, C.A. CHUTAS, E. DINERSTEIN, G.M. DRUMMOND, G. EKEN, G. FENWICK, M. FOSTER, J.E. MARTINEZ-GOMEZ, R. MITTERMEIER et S. MOLUR (2009), "Why We Should Aim for Zero Extinction", *Trends in Ecology and Evolution*, 24(4), p. 181.

PIMM, S.L. (2000), "Against Triage", *Science*, 289(5488), p. 2289.

PIRARD, R. et R. BILLÉ (2012), « Ne pas exploiter le pétrole contre une rente : la fausse bonne idée du projet Yasuni ITT », *Slate.fr*, 4 avril.

REDDING, D.W. et A.O. MOOERS (2006), "Incorporating Evolutionary Measures into Conservation Prioritization", *Conservation Biology*, 20, pp. 1670-1678.

RUDD, M.A. (2011), "Scientists' Opinions on the Global Status and Management of Biological Diversity", *Conservation Biology*, 25(6), pp. 1165-1175.

RULL, V. (2010), "The Candid Approach", *EMBO Reports*, 11(1), pp. 14-17.

TEEB (2009), *The Economics of Ecosystems and Biodiversity for National and International Policy Makers*, www.teebweb.org

TRAILL, L.W., B.W. BROOK, R.R. FRANKHAM et C.J.A. BRADSHAW (2010), "Pragmatic Population Viability Targets in a Rapidly Changing World", *Biological Conservation*, 143, pp. 28-34.

VANE-WRIGHT, R.I., C.J. HUMPHRIES et P.H. WILLIAMS (1991), "What to Protect? Systematics and the Agony of Choice", *Biological Conservation*, 55, pp. 235-254.

WALKER, B.H. (1992), "Biodiversity and Ecological Redundancy", *Conservation Biology*, 6(1), pp. 18-23.

Médias

Presse écrite

ÇA M'INTÉRESSE (2012), « Faut-il sauver la nature à tout prix ? », A. Bomboy, novembre, pp. 48-52.

LE MONDE (2012), « Tigre ou ver de terre : qui vaut-il mieux protéger ? », C. Vincent, 6 février, p. 6.

SCIENCES ET VIE (2012), « Le dilemme de Noé », V. Nouyrigat, octobre, pp. 102-108.

THE AUSTRALIAN (2007), "Triage: Not all endangered species worth saving says scientist, Cost-efficiency decisions needed", 10 octobre, p. 25.

Radio

FRANCE CULTURE (2012), Culturesmonde, 22 février.

3.3. Les évaluations comme levier pour intégrer la biodiversité ? Le cas du Fonds de partenariat pour le carbone forestier^[94]

Karine BELNA^[95]

Lors de la dixième réunion de la Convention sur la diversité biologique (CDB), organisée en 2010 à Nagoya, plusieurs engagements (dits objectifs d'Aichi) ont été adoptés par les 192 pays participants en vue d'agir pour la conservation de la biodiversité^[96]. Ils sont venus rejoindre les multiples engagements environnementaux pris au niveau international au sein d'enceintes diverses, aux défis de la préservation de la biodiversité, du changement climatique (Convention cadre des Nations unies sur les changements climatiques), de la protection des forêts (Forum des Nations unies sur les forêts), etc. Face à la multiplication des déclarations, programmes et engagements visant à préserver l'environnement, se pose alors la question de la cohérence des interventions menées par les États et les bailleurs publics dans ce domaine, alors même qu'il existe des tensions entre les différents objectifs environnementaux (Bennett, 1992). Lorsque l'on considère, par exemple, le bilan net des émissions de dioxyde de carbone, la séquestration du carbone obtenue par la plantation d'arbres peut être équivalente à la non-destruction de forêts riches en biodiversité. Elle est, de surcroît, bien plus aisée. Mais une telle approche a des impacts très négatifs en matière de protection de la biodiversité. Ainsi, la prise en compte des enjeux de préservation de la biodiversité ne va pas de soi, lorsqu'il s'agit de financer des interventions dans le domaine du climat (Pistorius *et al.*, 2010).

On est en face d'une contradiction, d'un risque d'incohérence de l'action publique environnementale internationale.

Or l'évaluation de l'action publique est l'un des principaux moyens prônés pour veiller à la cohérence de l'action publique. Elle veut interroger en profondeur la pertinence des interventions les unes par rapport aux autres, et l'efficacité de chacune d'elles

[94] Ce chapitre s'appuie sur un travail de thèse mené de 2009 à 2013, financé par l'AFD et le ministère français en charge de l'Agriculture (Belna, 2014).

[95] L'auteur tient ici à remercier vivement Laure Isnard pour ses conseils et son soutien pour la rédaction de ce chapitre.

[96] Parmi les vingt objectifs intégrés dans le Plan stratégique 2011-2020 pour la diversité biologique, cinq concernent la forêt : diminuer au moins de moitié la déforestation et, lorsque c'est possible, la ramener à un niveau proche de zéro d'ici 2020 (objectif 5), gérer toutes les zones d'exploitation forestière durablement d'ici 2020 (objectif 7), conserver au moins 17 % des zones terrestres d'ici 2020 (objectif 11), restaurer et sauvegarder, d'ici à 2020, les écosystèmes qui fournissent des services essentiels (objectif 14) et restaurer au moins 15 % des écosystèmes dégradés d'ici à 2020 (objectif 15) (CBD, 2010).

(OCDE, 2002). L'évaluation apparaît aujourd'hui comme un champ de pratique foisonnant, regroupant sous un même terme des visées et des approches théoriques multiples (Stufflebeam, 2001 ; Owen, 2007 ; Alkin, 2004 ; Fitzpatrick *et al.*, 2004). Reposant sur des méthodes elles-aussi diverses (plus ou moins participatives, etc.), certaines de ces approches ont pour objectif d'apprécier l'efficacité des politiques et programmes (Vedung, 2005 ; Young, 1999) ; elles peuvent permettre de renforcer l'intégration de certains enjeux pertinents collatéraux, par exemple les enjeux de conservation de la biodiversité.

Dans cet article, nous examinerons donc dans quelle mesure les méthodes et procédures d'évaluation peuvent garantir la prise en charge de la biodiversité dans les programmes de financement des actions en faveur du climat. Plus précisément nous analyserons le principal programme pilote mis en place par la communauté internationale pour la réduction des émissions de gaz à effet de serre liées à la déforestation et à la dégradation des forêts tropicales (REDD+). Par cette analyse, il s'agit de voir si les nombreuses évaluations conduites dans le cadre des politiques internationales d'atténuation du changement climatique constituent (ou non) un moyen pertinent, pour le bailleur public désireux de porter les enjeux de conservation de la biodiversité, de renforcer la prise en compte de tels enjeux. On se concentrera ici en particulier sur le Fonds de partenariat pour le carbone forestier (FPCF), dont l'Agence Française de Développement (AFD) est l'un des bailleurs, qui est un programme multilatéral, administré par l'unité Finance carbone de la Banque mondiale. Il vise à apporter un appui financier et technique aux pays forestiers qui souhaitent concevoir des programmes nationaux REDD+ et à rémunérer les efforts démontrés par quelques pays « pilotes » en matière de lutte contre la déforestation. Une caractéristique frappante du FPCF est l'omniprésence des évaluations aux différentes étapes de sa mise en œuvre. Cet article vise donc à comprendre si ces nombreux processus d'évaluation favorisent l'intégration des enjeux de conservation de la biodiversité, et ce, dans une double perspective : d'efficacité au regard de l'objectif relatif à la biodiversité que le FPCF s'est lui-même fixé^[97], et de cohérence vis-à-vis des engagements pris dans le cadre de la CDB, par la communauté internationale et en particulier par les bailleurs du FPCF.

Après avoir analysé (i) l'intégration de la biodiversité dans le mécanisme REDD+ et dans le FPCF, nous nous focaliserons (ii) sur les nombreuses évaluations conduites dans le cadre du FPCF afin d'identifier si elles parviennent ou non à se faire le relais

[97] Parmi les quatre objectifs généraux qui orientent l'action du FPCF, l'un porte clairement sur la promotion de la biodiversité : le FPCF vise à « tester dans le cadre de l'approche REDD+ les moyens de maintenir ou d'améliorer les moyens d'existence des communautés locales et de préserver la biodiversité » (FPCF, 2008, 2010).

des enjeux de conservation de la biodiversité. Nous nous interrogerons alors (iii) sur le rôle particulier que tiennent les évaluations parmi les stratégies et instruments auxquels les bailleurs (et les autres acteurs qui participent aux négociations) désireux de favoriser l'intégration de la biodiversité peuvent recourir pour assurer une bonne prise en compte de ces enjeux dans les programmes multilatéraux du type du FPCF.

3.3.1. Une intégration difficile et limitée des enjeux de conservation de la biodiversité par les dispositifs mis en place dans le cadre de la REDD+

La mise en place, par la communauté internationale, d'un mécanisme incitatif pour rémunérer les pays forestiers qui démontrent faire des efforts en matière de lutte contre la déforestation, et donc de réduction des émissions de gaz à effet de serre, constitue une opportunité unique de lier l'atténuation du changement climatique et la protection de la biodiversité mondiale dans une même politique. Mais si la poursuite des objectifs « carbone » de la REDD+ et du FPCF semble acquise, l'intégration d'autres enjeux, et en particulier des enjeux de biodiversité, n'est pas évidente, du fait de la conception même de ces dispositifs multilatéraux de coopération.

Dans l'éventail d'actions permises par la REDD+, la prise en compte des enjeux de biodiversité ne va pas de soi

Le processus débute en 2003. Pour impliquer le plus possible de pays (y compris ceux qui n'ont pas pris d'engagements dans le cadre du protocole de Kyoto) dans les efforts mondiaux de lutte contre le changement climatique, il est alors envisagé de rémunérer la réduction de la déforestation en zone intertropicale jugée responsable de plus de 15 % des émissions mondiales de gaz à effet de serre (van der Werf *et al.*, 2009). REDD+, à ses débuts, visait donc la préservation des forêts naturelles et de leur biodiversité dans un but d'atténuation du changement climatique. Mais le périmètre du mécanisme est rapidement étendu : à la réduction de la déforestation, on ajoute, en 2007 celle de la dégradation des forêts pour donner satisfaction aux pays du Bassin du Congo principalement concernés par des processus de dégradation plutôt que de déboisement complet (Karsenty, 2010). Puis, en 2009, sont également prises en compte les activités d'accroissement des stocks de carbone (via des boisements), de gestion durable et de conservation des forêts existantes (UNFCCC, 2009) pour susciter notamment l'adhésion de pays comme le Guyana, qui ont peu déboisé par le passé et réclament d'être rémunérés pour leurs efforts de conservation. Dans le même temps, la pertinence de la REDD+ vis-à-vis de la conservation de la biodiversité diminue : aujourd'hui rien n'invite à privilégier des actions de réduction de la déforestation des forêts naturelles par rapport à des boisements qui permettent

de séquestrer du carbone. Pire, avec la comptabilité nette adoptée, les boisements (pour lesquels aucune condition n'est posée sur les essences à utiliser ou les zones à privilégier) peuvent masquer une poursuite de la déforestation. Avec l'accroissement du champ des actions éligibles dans la REDD+, la conservation de la biodiversité n'est donc plus couplée clairement avec l'action pour le stockage de carbone.

Le souci de redonner une place explicite à la biodiversité dans le mécanisme REDD+ se retrouve néanmoins dans plusieurs initiatives portées par des institutions, des ONG ou des pays. Les parties à la Convention climat adoptent ainsi, en 2010, des sauvegardes environnementales et sociales. L'une d'elles porte explicitement sur la préservation des forêts naturelles et de la diversité biologique : *il faudrait promouvoir des « mesures qui soient compatibles avec la préservation des forêts naturelles et de la diversité biologique, en veillant à ce que les activités [...] ne se prêtent pas à une conversion des forêts naturelles mais incitent plutôt à protéger et à conserver ces forêts et les services rendus par leurs écosystèmes, ainsi qu'à renforcer d'autres avantages sociaux et environnementaux »* (UNFCCC, 2011, p.29). De même, la cartographie des zones riches en carbone et en biodiversité du PNUE, ainsi que les critères et indicateurs environnementaux et sociaux développés par l'Alliance pour le climat, les communautés et la biodiversité, visent à réorienter les actions REDD+ vers une meilleure prise en charge de la biodiversité. La Bolivie se distingue, pour sa part, dans les négociations internationales en portant une proposition alternative pour la REDD+, centrée sur la préservation des forêts naturelles et qui refuse l'approche exclusivement carbone et sa rémunération *via* des mécanismes de marché, tels qu'ils sont envisagés (Morales Ayma, 2010). La portée de ces initiatives reste toutefois limitée et notre étude de cas sur le FPCF montre bien la difficulté actuelle de faire prendre en compte la biodiversité dans les politiques du climat.

Les stratégies nationales REDD+ élaborées dans le cadre du FPCF intègrent faiblement les enjeux de conservation de la biodiversité

Le FPCF joue le rôle d'intermédiaire entre les négociations internationales sur la définition du mécanisme REDD+ et la mise en œuvre de ce mécanisme dans les pays forestiers. Lancé en 2008, le premier fonds du FPCF (dit « fonds de préparation ») vise à appuyer une quarantaine de pays forestiers à élaborer et à mettre en œuvre des programmes nationaux REDD+ *via* le financement de mesures politiques et techniques. Le second (dit « fonds carbone »), opérationnel en 2011, doit rétribuer un petit nombre de pays pilotes pour les réductions d'émissions qu'ils réaliseront une fois leurs programmes REDD+ opérants ; les crédits carbone achetés pourront être vendus sur des marchés. En 2013, 19 bailleurs (en majorité des États) participaient au financement du FPCF. L'AFD est l'un d'eux, et ce depuis 2008. Les ONG sont observateurs au comité décisionnel du fonds de préparation, ce qui leur permet de

participer à l'ensemble des réunions sans pour autant leur donner, sur un plan formel le droit d'intervenir dans les décisions (FCPF, 2011b).

Malgré l'objectif de promotion de la biodiversité clairement identifié par le FPCF, on observe pourtant dans les programmes nationaux REDD+ qu'il valide et finance une éviction discrète mais insistante des enjeux de biodiversité (Belna, 2014). Notre analyse, menée sur un échantillon de quinze programmes validés par le FPCF entre 2009 et 2012, a montré en effet qu'aucun pays, à l'exception de la Colombie, ne distingue les plantations des forêts naturelles. Les écosystèmes forestiers et les enjeux environnementaux associés y sont d'ailleurs généralement mal caractérisés et les pressions anthropiques à l'origine de la déforestation n'y sont jamais localisées.

Par ailleurs, notre analyse a montré que très peu de pays orientent explicitement leurs stratégies REDD+ en faveur de la biodiversité : la poursuite des objectifs fixés dans le cadre d'autres accords internationaux environnementaux (comme la CDB), l'intégration dans d'autres politiques nationales environnementales, ou l'orientation des mesures REDD+ en faveur de la biodiversité ne sont presque jamais assumées (sauf au Cambodge, au Panama et en Colombie). En particulier, rares sont les pays qui discutent, dans leurs programmes nationaux REDD+, la pertinence environnementale des boisements qu'ils envisagent. Deux pays (la République démocratique du Congo et la République centrafricaine) envisagent même, dans le cadre de leurs stratégies REDD+, de développer l'exploitation forestière dans des zones de forêts encore naturelles. Plus globalement, il apparaît que les stratégies REDD+ apportent très rarement des réponses cohérentes et pertinentes aux facteurs de déforestation identifiés.

Or, c'est précisément l'objet des évaluations prévues dans le cadre du FPCF, et en particulier des évaluations environnementales *ex ante*, que de s'interroger sur la pertinence environnementale des stratégies REDD+. Elles sont *a priori* autant de moyens de diagnostiquer, de mesurer et de limiter la dynamique qui conduit à l'éviction des enjeux de conservation de la biodiversité. Qu'en est-il réellement ?

3.3.2. Les multiples évaluations qui jalonnent la mise en œuvre du FPCF échouent à garantir la prise en compte des enjeux de conservation de la biodiversité

Dès sa mise en place, le FPCF a accordé une importance considérable aux processus d'évaluation des programmes REDD+ proposés par les pays forestiers (FCPF, 2010) et à la conditionnalité des aides versées par les bailleurs. Présentées comme un gage de qualité des programmes et d'objectivité dans l'attribution des subventions, les évaluations jalonnent l'ensemble du processus de mise en œuvre du FPCF.

La pratique de l'évaluation est omniprésente dans la mise en œuvre du FPCF

Dans le cadre du FPCF, sont ainsi menés une dizaine de processus d'évaluation, que l'on peut regrouper en quatre grands types :

- (i) *Les évaluations que les pays forestiers doivent eux-mêmes conduire dans le cadre de leur programme national REDD+* (voir tableau A.1 en fin d'article). Ces « auto-évaluations » portent notamment sur les facteurs de déforestation (diagnostic de la déforestation), sur l'efficacité des politiques et programmes mis en place jusque-là pour réduire la déforestation, sur les impacts possibles des stratégies REDD+ (évaluation environnementale *ex ante*) et sur les « bénéfices non carbone » générés lors de la mise en œuvre des stratégies REDD+ (suivi-évaluation des co-bénéfices environnementaux) (FCPF, 2011c).
- (ii) *Les évaluations ex ante, à mi-parcours ou ex post de ces programmes REDD+, réalisées par le FPCF* (voir tableau A.2 en fin d'article). Elles sont conduites, soit par les experts du Panel consultatif technique mis en place par le FPCF, soit par des pairs bailleurs ou pays forestiers, soit par la Banque mondiale, ou encore par des ONG et des représentants de la société civile. Qu'elles visent à évaluer les programmes à l'aune de certains critères préétablis par le FPCF ou qu'elles aient pour objectif de vérifier la bonne application des conditions de mise en œuvre figurant dans les résolutions adoptées sur chaque programme national REDD+, toutes ces évaluations, à l'exception de celles des ONG, ont un statut institutionnel : elles sont explicitement prévues dans les procédures du FPCF.
- (iii) *Les évaluations, par le FPCF, des programmes de réduction d'émissions* (voir tableau A.3 en fin d'article). Ces évaluations constituent le prolongement des programmes REDD+ issus du fonds de préparation et représentent la base des négociations commerciales du fonds carbone du FPCF.
- (iv) *Les évaluations du programme FPCF lui-même* (voir tableau A.4 en fin d'article). Comme prévu dans la charte du FPCF, une évaluation participative a été menée à mi-parcours par un bureau d'étude tandis que l'unité d'évaluation de la Banque mondiale a, elle aussi, conduit sa propre évaluation du programme après trois ans de mise en œuvre.

Plusieurs étapes peuvent être distinguées lors d'une évaluation : le cadrage de l'évaluation, l'analyse des données, la formulation du jugement de valeur et l'utilisation des résultats de l'évaluation. S'agissant de programmes d'actions environnementaux comme le FPCF, chaque évaluation, mais plus encore chacune de ces étapes, représente une opportunité de s'assurer de la bonne prise en compte des enjeux

environnementaux tout au long de la mise en œuvre du programme. Pourtant, une analyse détaillée des activités d'évaluation au sein du FPCF semble remettre en cause cette hypothèse.

La dynamique globale d'éviction des enjeux de conservation de la biodiversité atteint l'ensemble des processus d'évaluation du FPCF

Sur la base d'une revue documentaire approfondie, d'une observation participante assidue des réunions du comité décisionnel entre 2009 et 2012 et d'une large campagne d'entretiens^[98], nous pouvons proposer un diagnostic précis de la manière dont les évaluations conduites dans le cadre du FPCF (en dehors des évaluations du FPCF lui-même) assurent (ou non) la prise en compte des enjeux de conservation de la biodiversité. En voici les principaux enseignements.

Les évaluations prévues dans les programmes REDD+ et qui incombent aux pays forestiers sont, dans leur ensemble, traitées superficiellement, voire vidées de leur substance

Plusieurs évaluations environnementales doivent être réalisées par les pays forestiers au cours de la préparation des programmes nationaux. L'évaluation environnementale *ex ante* des stratégies REDD+ est censée apprécier la pertinence des mesures REDD+ envisagées au regard des enjeux de conservation de la biodiversité. Elle doit notamment permettre de s'assurer du respect des sauvegardes environnementales et sociales de la Banque mondiale, qui conditionnent juridiquement tout décaissement. Dans le cadre du FPCF, s'appliquent en particulier les sauvegardes relatives aux forêts, aux habitats naturels et à l'évaluation environnementale^[99].

Dans les faits, en 2009, au lendemain de l'examen des trois premiers programmes REDD+, les modalités de conduite de l'évaluation environnementale *ex ante* sont largement revues. Alors que cette évaluation devait initialement être menée en amont de la mise en œuvre des stratégies REDD+ par les pays, le FPCF décide de différer la conduite de cette évaluation à la phase de mise en œuvre de ces programmes nationaux. Dès lors, ce ne sont plus les résultats de l'évaluation et de l'analyse de conformité aux sauvegardes qui sont exposés dans les programmes examinés par

[98] Analyse document d'un échantillon de quinze programmes nationaux REDD+, de l'ensemble des résolutions adoptées et des résultats de l'ensemble des évaluations conduites entre 2009 et 2012.

[99] L'évaluation environnementale doit « assurer que les projets visant un financement de la Banque mondiale sont censés et durables du point de vue environnemental » et identifier les « moyens permettant d'améliorer la sélection des projets, leur localisation, leur planification, leur design ainsi que leur mise en œuvre, par la prévention, la réduction, l'atténuation ou la compensation de tout impact environnemental indésirable, ou par l'amélioration des impacts positifs » (Banque mondiale, 1999, 1).

le FPCF, mais un plan pour la conduite à venir d'une telle évaluation. En corollaire, l'instruction des sauvegardes ne sera plus soumise au comité décisionnel du FPCF : le processus restera de l'unique ressort de la Banque mondiale, en interaction avec le pays forestier concerné. En déplaçant cette évaluation en aval de l'étape de définition des stratégies nationales et en l'ôtant de l'enceinte du comité décisionnel du FPCF, le processus voit se refermer la principale « *fenêtre d'opportunité* » (Slunge *et al.*, 2009) qui aurait pu permettre de réorienter les stratégies REDD+ vers une meilleure prise en charge de la biodiversité. Ainsi, il s'avère rapidement que les programmes nationaux REDD+ se contentent d'annoncer la procédure d'évaluation en reprenant, parfois au mot près, les instructions du FPCF en la matière sans fournir aucun élément d'analyse préliminaire propre.

Au-delà de l'affaiblissement de l'évaluation environnementale *ex ante*, le suivi-évaluation des « co-bénéfices » environnementaux, qui doit être mené dans la phase de mise en œuvre, se révèle lacunaire et superficiel dans la majorité des programmes nationaux REDD+ ^[100] : les budgets alloués aux études sont dérisoires par rapport à ceux consacrés au suivi-évaluation des stocks de carbone (en moyenne 2 % du budget total du programme contre plus de 26 %) ; les indicateurs choisis par les pays ne sont pas explicités ; certaines caractéristiques de l'étude des écosystèmes sont laissées de côté (services écosystémiques, connectivité ou fragmentation des écosystèmes, etc.). Par ailleurs, l'évaluation de l'efficacité des politiques environnementales passées et celle des facteurs de déforestation, pourtant demandées dans les programmes nationaux REDD+, sont absentes, ou réalisées de façon lacunaire.

Ces évaluations, censées contribuer à accroître la pertinence et l'efficacité environnementales des stratégies nationales REDD+, se révèlent donc, dans les faits, peu opérantes pour atteindre leur objectif. Initialement mal cadrées par le FPCF (qui entérine la « *dilution* » [Persson, 2004] des exigences et leur report dans le temps), elles sont ensuite mal traitées par les pays forestiers. Elles posent la question de la pertinence d'une « auto-évaluation » lorsque celle-ci a lieu dans le cadre d'une candidature visant à recevoir une aide financière. Qu'en est-il, alors, des autres processus d'évaluations effectués dans le cadre du FPCF ?

[100] À l'exception du Cambodge, de la Colombie et du Vietnam qui accordent une attention particulière à cette étape.

Les évaluations externes *ex ante* des programmes nationaux REDD+ sont rattrapées par la négociation et les procédures administratives

Avant l'octroi des subventions, les évaluations des programmes nationaux REDD+ par des experts et des pairs, ainsi que les vérifications de la Banque mondiale, revêtent *a priori* un rôle important pour pallier le peu de garanties données par les évaluations précédentes en matière de prise en compte de la biodiversité. Pourtant, dès la conception de ces évaluations, le risque d'un affaiblissement de l'exigence environnementale apparaît. Les politiques environnementales passées, les retombées environnementales positives des stratégies REDD+ ainsi que (jusqu'en 2010) le suivi-évaluation des « co-bénéfices » environnementaux, sont évalués conjointement à d'autres exigences (cf. encadré 5). Il s'avère alors difficile pour l'évaluateur de distinguer l'atteinte des différents résultats, ces derniers faisant l'objet d'un critère unique d'évaluation. L'évaluateur se trouve en effet confronté au dilemme suivant : si seulement l'un des aspects de la norme étudiée n'est pas satisfaisant, faut-il pour autant attribuer un niveau de performance globale faible ? Cet écueil est fréquent dans le cadrage des évaluations par les experts et les pairs ; c'est d'ailleurs ce qui a conduit les ONG à demander une révision du critère d'évaluation du suivi-évaluation des co-bénéfices environnementaux.

Encadré 5 Les normes d'évaluation des programmes nationaux REDD+ adoptés par le FCPF

C'est via une norme d'évaluation unique que sont évaluées « l'utilisation des terres, les causes des changements d'affectation des terres, la loi forestière, les politiques et la gouvernance ». Cette norme vise à assurer que le programme REDD+ comporte bien la « présentation d'une évaluation complète portant sur les aspects suivants : définition des principales tendances d'utilisation des terres ; évaluation des facteurs directs et indirects du déboisement et de la dégradation des forêts dans les secteurs les plus pertinents au contexte de REDD+ ; reconnaissance des principaux droits fonciers, droits aux ressources naturelles et problèmes et lacunes en matière de gouvernance ; description des échecs et des succès passés de la mise en œuvre de politiques ou de mesures de lutte contre les facteurs du déboisement et de la dégradation des forêts ; énumération des principaux enjeux, occasions de progrès et lacunes dans le contexte de REDD+ et création des conditions requises pour que la stratégie nationale REDD+ s'attaque directement aux causes des changements d'affectation des terres » (FCPF, 2011c). On le voit, l'évaluation des politiques environnementales passées n'est qu'un des nombreux points d'attention de cette norme. Seulement quatre niveaux de performance d'ensemble sont prévus pour renseigner la norme : « non atteint », « partiellement atteint », « largement atteint », « atteint ».

...

...

Il en est de même pour la norme relative à la stratégie REDD+. Entre autres exigences^[101], elle prévoit : la réalisation d'« un plan d'estimation des coûts et des avantages de la stratégie émergente REDD+, notamment en termes de moyens de subsistance ruraux, de conservation de la biodiversité et d'autres aspects du développement ». Ce critère sera évalué conjointement aux autres exigences et devra être apprécié à l'aune d'un unique indicateur de performance.

Pour ce qui est du suivi-évaluation des co-bénéfices environnementaux, il a été évalué conjointement au suivi-évaluation du carbone jusqu'en 2010, date à laquelle une norme spécifique d'évaluation a été établie.

Par ailleurs, l'indépendance des revues des experts a été amoindrie depuis 2009 suite à la contestation des pays forestiers et pour ne pas faire obstacle à la mise en œuvre rapide du FPCF malgré les insuffisances des programmes. D'évaluations censeuses^[102] destinées à rendre compte de la performance des programmes, les évaluations des experts ont été réenvisagées comme des processus visant plutôt l'apprentissage, *via* une interaction accrue avec les pays forestiers, et donc une négociation, même tacite, sur les niveaux de performance attribués. Ce changement de finalité des évaluations, d'une conditionnalité à un apprentissage, a conduit les experts à fournir des évaluations souvent positives, et, de leur propre aveu, parfois surestimées^[103]. Par ailleurs, l'évaluation des experts a une influence limitée sur les validations des programmes REDD+ par le comité décisionnel : seules certaines des

[101] « La R-PP doit inclure : un alignement de la stratégie REDD+ proposée sur les causes définies du déboisement et de la dégradation des forêts et sur les stratégies nationales et sectorielles ; une analyse de la stratégie émergente REDD+ telle qu'elle est déterminée aujourd'hui ainsi que du travail analytique proposé (et de manière facultative, les mandats) pour l'évaluation des différentes options stratégiques de REDD+. Ce résumé doit indiquer comment le pays apporte une réponse aux facteurs du déboisement et de la dégradation dans sa stratégie REDD+ ; un plan d'estimation des coûts et des avantages de la stratégie émergente REDD+, notamment en termes de moyens de subsistance ruraux, de conservation de la biodiversité et d'autres aspects du développement ; la faisabilité socioéconomique, politique et institutionnelle de la stratégie émergente REDD+ ; la prise en compte des aspects et des risques environnementaux et sociaux ; les principales synergies ou incohérences entre la stratégie prévue REDD+ et les stratégies sectorielles dans les secteurs forestier, agricole, des transports ou autres et un plan d'évaluation des risques de fuite intérieure des avantages ayant trait aux gaz à effet de serre. Les évaluations de la R-PP doivent au final produire une stratégie plus complète, plus détaillée et plus approfondie de REDD » (FPCF, 2011c).

[102] Nous utilisons à dessein ce terme en tant qu'adjectif du substantif censeur.

[103] Sources : notes personnelles, sixième, septième, huitième, neuvième et dixième réunions du CP. Présentations d'ensemble du panel d'experts consultatif *ad hoc*. Dans le cas du programme national de la République centrafricaine, le suivi-évaluation des « co-bénéfices » environnementaux a été considéré par les experts comme satisfaisant alors que l'information fournie ne méritait pas un tel score, comme l'a concédé l'expert référent (entretien avec un expert référent, novembre 2010).

recommandations pourront prétendre être traitées avant l'octroi de la subvention de mise en œuvre (alors que les exigences initiales visaient précisément à traiter à ce moment de la procédure l'ensemble des conditions à remplir par les États), la procédure-type adoptée par défaut consistant à différer leur prise en compte à la phase de mise en œuvre.

Quant aux évaluations de la Banque mondiale, elles tendent à favoriser l'entrée rapide dans la phase de mise en œuvre aux dépens de la bonne intégration des enjeux environnementaux. Cela a été mis en évidence pour le programme REDD+ de la République du Congo : le Comité décisionnel a demandé une révision du programme avant l'octroi de la subvention, afin que soient notamment intégrées certaines conditions particulièrement pertinentes au regard de la biodiversité^[104]. Alors que l'équipe congolaise n'y a répondu que de manière très imparfaite, elle a tout de même obtenu le feu vert de la Banque mondiale. C'est la vigilance des ONG qui a finalement mis à jour l'évaluation trop indulgente de la Banque mondiale. L'alerte ayant été relayée par deux bailleurs, il a été demandé à la République du Congo d'apporter des réponses plus pertinentes et à la Banque mondiale de s'en assurer réellement à travers son évaluation.

En conclusion, les évaluations des programmes nationaux REDD+ réalisées par le FPCF en amont de l'octroi de la subvention de mise en œuvre, ne permettent pas vraiment de réintégrer dans les stratégies REDD+ les enjeux de conservation de la biodiversité. Conçues au départ dans une perspective instrumentale de rationalisation de l'action publique internationale pour l'environnement, elles sont rattrapées par la logique de négociation multilatérale qui gouverne le FPCF et par la logique organisationnelle administrative de la Banque mondiale.

Quand les évaluations de l'efficacité prévues à mi-parcours et *ex post* se noient dans des procédures à dominante administrative

Concernant les évaluations des programmes nationaux REDD+ à mi-parcours et *ex post*, le résultat n'est guère plus positif. En effet, contrairement à ce que la charte du FPCF et les résolutions adoptées pour chaque programme national REDD+ laissaient penser, l'évaluation à mi-parcours est rapidement devenue une formalité dans l'attribution des financements additionnels destinés à tirer la phase de préparation vers la phase de rémunération des réductions d'émissions par le Fonds carbone du

[104] En particulier : la révision du diagnostic de la déforestation, qui était partiel et biaisé, ainsi que la réévaluation des budgets alloués à l'évaluation des impacts environnementaux et au suivi-évaluation des bénéfices environnementaux hors carbone.

FPCF : à l'issue d'une négociation peu conflictuelle, il a en effet été décidé que c'est à l'administrateur de la subvention dans le pays concerné que reviendrait la responsabilité d'évaluer les résultats à mi-parcours, le FPCF s'en remettant à son appréciation.

L'évaluation *ex post* des stratégies REDD+ (qui correspond à l'aboutissement de la phase de « préparation ») a, de la même façon, été rattrapée par une logique administrative et financière, alors même qu'elle revêt une importance cruciale pour l'intégration des préoccupations environnementales, et notamment l'évaluation de la conformité avec les sauvegardes. Négociée au moment du lancement du fonds carbone, que la Banque mondiale souhaitait opérationnel le plus rapidement possible, l'évaluation *ex post* a vu sa portée et son calendrier modifiés : premièrement, elle n'est finalement obligatoire que pour les pays qui font candidature au Fonds carbone du FPCF ; deuxièmement, elle intervient après que ces candidatures ont été approuvées. Étant donnée l'orientation prise par l'ensemble des évaluations, ce chevauchement des calendriers renforce l'impression que l'évaluation *ex post* est une simple formalité accompagnant l'entrée au Fonds carbone (même si, en principe, elle conditionne la possibilité de présenter un programme de réductions d'émissions).

Ici encore, on constate que la dynamique d'éviction des préoccupations de biodiversité est à l'œuvre, et ce à toutes les étapes des processus d'évaluation, si bien que ces évaluations peinent à replacer au cœur de la prise de décision les éléments pertinents au regard des enjeux de biodiversité, voire les éludent volontairement. Il reste à en identifier les raisons et les facteurs afin de s'interroger sur les modes d'intervention à mettre en place si l'on attend des évaluations qu'elles aient plus de prise sur l'action en cours.

Les facteurs qui contribuent à l'affaiblissement des évaluations sont inhérents à la conception du FPCF et à sa place au sein des enceintes de négociation internationales

Aux différentes étapes des processus d'évaluation prévus par le FPCF (cadre de l'évaluation, conduite, jugement de valeur, utilisation des résultats), on assiste à une érosion de la prise en compte des enjeux de conservation de la biodiversité. Elle prend des formes variées : report dans le temps (qu'il s'agisse de la conduite de l'évaluation ou de l'utilisation des résultats), dilution des exigences, moyens alloués dérisoires, performances surévaluées, résultats partiels ou négociés, glissement vers une logique procédurale, etc.

Le premier élément qui explique cet affaiblissement de la portée des évaluations tient dans la volonté des bailleurs, des pays forestiers et de la Banque mondiale d'assurer une progression rapide du processus, et notamment de la mise en œuvre du fonds carbone

du FPCF. Considérée par certains comme l'aboutissement et la concrétisation du FPCF, l'opérationnalisation du fonds carbone devrait en effet permettre de justifier du bien-fondé et de l'efficacité de la REDD+ dans les autres enceintes internationales. Par conséquent, plutôt que de demander à renforcer certaines exigences dans les premiers programmes soumis, le FPCF a révisé à la baisse les critères d'évaluation, parmi lesquels les modalités de l'évaluation environnementale *ex ante* des stratégies REDD+ et de l'application des sauvegardes, justifiant qu'il ne s'agissait que de se préparer à REDD+ et que les niveaux de départ des pays forestiers étaient hétérogènes.

Un deuxième facteur d'explication se situe dans le positionnement du FPCF au sein des logiques des marchés carbone. En effet, pour ces derniers, une tonne de carbone est équivalente en tout lieu ; c'est d'ailleurs cette caractéristique qui a permis la création de tels marchés, qu'il s'agisse de celui mis en place dans le cadre du protocole de Kyoto ou des marchés dits « volontaires ». Or, la caractérisation de la biodiversité est plus difficile (CDB, 2012), et une prise en compte trop contraignante des enjeux de conservation de la biodiversité risquerait de porter préjudice à la dynamique présumée des marchés. L'administration du FPCF par l'unité Finance carbone de la Banque mondiale (dont la vocation est de promouvoir les marchés du carbone^[105]) participe clairement de l'ambiguïté qui pèse sur la capacité du FPCF à garantir les enjeux de biodiversité. C'est d'ailleurs ce qui a motivé certains bailleurs désireux de promouvoir les marchés du carbone de financer le FPCF, en particulier son fonds carbone. Aussi, derrière les affichages en faveur de la biodiversité, son intégration effective dans les programmes nationaux REDD+ et dans les principes de rémunération des réductions d'émission dont se dote le FPCF est en réalité fortement conflictuelle. Cela a d'ailleurs été mis à jour dès 2007, au moment du lancement du FPCF, lorsque la référence à la biodiversité qui figurait dans la déclaration du G8 a été supprimée, au dernier moment (G8 Summit, 2007).

Enfin, le FPCF est avant tout un espace de négociation. Pour conserver l'adhésion des pays forestiers à l'initiative et ne pas détériorer les relations bilatérales qu'ils peuvent avoir avec certains d'entre eux, les bailleurs et la Banque mondiale ont donc dû composer avec cette dimension multilatérale, quitte à revoir leurs exigences. Ainsi, la réduction de l'impact des évaluations réalisées par les experts, transformées en instruments de pédagogie plutôt que de sélection, découle directement du jeu de négociation, même tacite, qui existe entre les différentes parties. De même, on doit l'affaiblissement important de l'évaluation environnementale *ex ante* à la situation délicate dans laquelle le FPCF s'est trouvé en 2009, au moment de devoir se prononcer

[105] <http://wbcarbonfinance.org/Router.cfm?Page=About&ItemID=24668>.

sur l'octroi des subventions au Panama, au Guyana et à l'Indonésie. Les programmes nationaux REDD+ de ces trois pays ne donnaient de toute évidence pas satisfaction aux exigences posées par les sauvegardes de la Banque mondiale, censées conditionner tout décaissement. Les programmes n'auraient donc pas dû être validés. Mais la Banque mondiale et la plupart des bailleurs ont craint l'impact potentiel du rejet des trois premiers programmes soumis, et ce, d'autant plus que le programme REDD+ des Nations unies avait déjà, de son côté, validé certains programmes nationaux REDD+, et que plusieurs pays forestiers menaçaient de faire défection du FPCF si le processus de validation des stratégies REDD+ était trop exigeant. Dans un tel contexte, et au terme d'une vive négociation, il a été décidé de reporter les évaluations environnementales *ex ante* (Carey, 2009 ; BIC, 2009) et d'en limiter la portée. Cet événement a eu un rôle déclencheur dans le traitement très superficiel de la question de la conservation de la biodiversité dans les programmes nationaux REDD+.

Ainsi, ce sont les caractéristiques organisationnelles et multilatérales du FPCF qui semblent être à l'origine de l'affaiblissement de la pertinence des évaluations au regard des enjeux de conservation de la biodiversité : pris en étau entre un positionnement favorable au développement des marchés carbone, la participation incertaine des pays forestiers et le souhait de progresser rapidement dans la mise en œuvre, le FPCF a réduit certaines des exigences de départ. Au risque, parfois, de mécontenter d'autres parties. Ainsi, la modification de la portée de l'évaluation environnementale *ex ante* a suscité de très vives contestations de la part des ONG et la réserve de certains bailleurs, qui ont malgré tout conservé leur soutien au FPCF. En réaction à ces tentatives répétées d'affaiblir le FPCF au regard des enjeux de biodiversité, on a vu émerger des stratégies avisées et endurantes visant à réintégrer ces préoccupations. Elles y sont parvenues dans certains cas significatifs.

3.3.3. Déployer des stratégies opérantes pour favoriser la prise en compte des enjeux de biodiversité : quel rôle pour les bailleurs et les ONG ?

Nous venons de voir que les évaluations du FPCF initialement envisagées selon une logique instrumentale visant à garantir l'efficacité des programmes, se trouvaient en prise avec deux autres logiques d'action : une logique de négociation politique et une logique administrative (ou organisationnelle). Elaborer des stratégies qui s'inscrivent à la croisée de plusieurs logiques d'action très différentes et les articulent de manière scientifique pourrait être un facteur clé du succès de l'intégration de la conservation de la biodiversité dans les programmes REDD+. Comme nous allons le montrer maintenant, c'est bien à cette condition qu'ont pu être obtenues certaines améliorations dans le contenu biodiversité du FPCF.

Des actions conjointes bailleurs-ONG parviennent à rétablir la pertinence de certaines évaluations à l'égard des enjeux de conservation de la biodiversité

À plusieurs reprises, au cours de la mise en œuvre du FPCF, des alliances entre bailleurs et ONG sont parvenues à renforcer l'intégration de certains enjeux de biodiversité. Trois négociations de ce type méritent d'être évoquées.

- Tout d'abord, celle sur les sauvegardes environnementales et sociales de la Banque mondiale. Ces dernières présentent un degré d'exigence élevé (Hunter, 1994) ; un mécanisme de recours leur est de surcroît associé : un panel d'inspection peut être saisi si la bonne application des sauvegardes est contestée. À plusieurs reprises déjà, il a d'ailleurs réorienté (voire mis un terme à) des projets contestés notamment du point de vue des dispositions en matière de consultation des parties prenantes. Confrontée à des difficultés internes pour attribuer les premières subventions du FPCF, la Banque mondiale a proposé de déléguer à des partenaires de mise en œuvre (les agences des Nations unies, les banques régionales de développement) l'administration des subventions. Des sauvegardes minimales communes (chaque organisation ayant ses propres sauvegardes) devaient être alors définies à cette fin. Se refusant à voir les sauvegardes du FPCF s'aligner sur le plus petit dénominateur commun, les ONG observateurs au FPCF se sont alors fortement mobilisées et ont interpellé les services et les responsables à la Banque mondiale, ainsi que les bailleurs du FPCF (Accountability Counsel, 2010). Le soutien de plusieurs d'entre eux a conduit, au terme d'une longue négociation qui a marqué le FPCF en 2010 et en 2011, à ce que soient finalement définies des sauvegardes communes qui soient d'un niveau d'exigence environnementale et sociale aussi élevé que les sauvegardes de la Banque mondiale.
- Pour ce qui est de l'évaluation du programme de la République du Congo par la Banque mondiale, nous avons déjà relaté plus haut comment deux bailleurs avaient fait écho à l'alerte des ONG concernant le caractère insuffisamment critique de l'évaluation. Le programme REDD+ a alors dû faire l'objet de révisions complémentaires sur plusieurs éléments majeurs au regard de la biodiversité avant de pouvoir recevoir la subvention et d'entrer dans la phase de mise en œuvre.
- Enfin, grâce à la mobilisation de plusieurs bailleurs, pays forestiers et ONG observateurs, un critère relatif aux co-bénéfices sociaux et environnementaux a été intégré dans l'évaluation qui préside à la sélection des programmes de réduction d'émissions : seront choisis de préférence les programmes nationaux qui démontrent générer des retombées sociales et environnementales positives, même si la majoration des paiements pour les bénéfices liés à la biodiversité n'est finalement pas retenue.

Ces trois exemples montrent que le soutien des bailleurs aux ONG (qui sont le plus souvent celles qui lancent l'alerte) peut, dans certains cas, permettre d'atténuer la dynamique globale d'éviction des préoccupations environnementales.

Quand les évaluations volent au secours... des évaluations

Si, de manière générale, les évaluations prévues dans le cadre du FPCF se sont révélées insuffisantes pour réintégrer les enjeux de conservation de la biodiversité lorsque la dynamique principale tend à les écarter, certains processus évaluatifs, mobilisés plutôt dans des démarches de plaidoyer, ont néanmoins pu permettre certains succès.

Il faut tout d'abord souligner que, dans les faits, les évaluations non institutionnelles des programmes nationaux REDD+ conduites par les ONG résistent mieux à l'érosion par la négociation et les logiques organisationnelles que les évaluations officielles et en viennent à jouer un rôle très important dans la défense des préoccupations environnementales. Ciblées sur certaines thématiques (parmi lesquelles la prise en compte de la biodiversité), ces évaluations ont pris une place de plus en plus importante dans l'enceinte de décision, jusqu'à avoir une influence au moins équivalente à celle des évaluations institutionnalisées. Par exemple, on doit aux évaluations des ONG d'avoir relevé les points suivants dans le programme du Cambodge : la nécessité d'identifier plus clairement, dans l'évaluation des facteurs de déforestation, les politiques publiques d'attribution des concessions de terres économiques, de réaliser l'analyse de l'efficacité des politiques environnementales passées et de celles déjà en cours dans le cadre du programme REDD+, de réviser à la hausse le budget de l'évaluation des impacts sociaux et environnementaux et, enfin, de définir un budget pour le suivi-évaluation global de la mise en œuvre (Forest Livelihoods and Plantations Networks and Cambodian Human Rights Action Committee, 2011). Portés en négociation par les ONG, relayés par les bailleurs, la plupart de ces points majeurs sont devenus des conditions à l'octroi de la subvention de mise en œuvre (FCPF, 2011a). Pour plusieurs autres pays, les évaluations des ONG ont également servi de base à l'intégration de points essentiels dans les résolutions adoptées, dès lors que ces organisations les portaient en négociation et qu'elles recevaient le soutien d'au moins un bailleur.

Par ailleurs, notre propre expérience de relecteur dans le cadre des évaluations par les pairs, au sein de l'équipe AFD, nous a permis de constater que ces évaluations pouvaient aussi être l'occasion de porter des préoccupations environnementales. Ainsi, dans le cas du Cameroun, l'intégralité des préoccupations que l'AFD avait relevées dans sa revue s'est retrouvée dans la résolution finale, en particulier : l'absence d'évaluation des politiques environnementales passées, l'omission du suivi-évaluation

des aspects environnementaux et le contenu très partiel du suivi-évaluation global envisagé, l'argumentaire invalide visant à désigner l'agriculture sur brûlis comme facteur de déforestation prédominant par rapport à l'agro-industrie, ou encore l'absence de mesure visant l'octroi des concessions agricoles. De même, pour le programme de la République centrafricaine, l'évaluation de l'AFD a mis l'accent sur les lacunes du suivi-évaluation des aspects environnementaux hors carbone proposé, sur celles du suivi-évaluation de la mise en œuvre et, plus globalement, sur l'insuffisance des budgets consacrés aux évaluations environnementales (Agence Française de Développement et *the European Commission*, 2011). Malgré la dissuasion exercée par la Banque mondiale en négociation pour qu'un petit nombre seulement de recommandations conditionne la mise en œuvre du programme, plusieurs points majeurs de la revue des pairs ont été retenus.

Ces expériences montrent bien l'importance de porter ces préoccupations à toutes les étapes de l'évaluation. Mais qu'est-ce qui permet, finalement, aux recommandations de certaines évaluations d'influencer la décision, là où beaucoup d'autres échouent ?

La nécessité de déployer des stratégies dans le registre négocié et dans le registre organisationnel

Porter les résultats des évaluations *via* une participation active lors des processus de décision (qui plus est lorsque ceux-ci sont fortement marqués par la négociation, comme c'est le cas du FPCF) est l'une des principales clés de la réussite. Les ONG, qui ont fortement œuvré pour favoriser la prise en compte des enjeux de conservation de la biodiversité, démontrent d'ailleurs en avoir conscience. À deux moments charnières, lors de l'évaluation participante du FPCF et lors de l'établissement des critères de rémunération des programmes de réduction d'émissions, elles ont concentré leur revendication sur un seul point : obtenir leur participation accrue aux processus de décision *via*, d'une part, la possibilité pour des ONG des pays forestiers d'être observateurs au comité décisionnel et, d'autre part, la possibilité d'assister aux négociations commerciales du fonds carbone entre bailleurs et acheteurs de réductions d'émissions. C'est le signe qu'il est encore plus essentiel pour elles d'assurer une représentation dans les instances où, *in fine*, l'intégration des préoccupations environnementales se jouera, autant que de se battre pour leur prise en compte le plus en amont possible dans les programmes, au risque que les engagements environnementaux soient éludés en aval dans des moments et instances de la décision où elles ne seraient pas présentes. De plus, le soutien accordé aux ONG par certains bailleurs, qui relaient leurs préoccupations dans la négociation, vient renforcer l'impact de leurs alertes.

La légitimité des évaluations constitue un autre élément clé, sans lequel le portage des préoccupations environnementales n'aurait que peu d'effet sur la décision. Dans un contexte où l'enjeu principal est de susciter l'adhésion d'un maximum de participants (pays forestiers et bailleurs) et de faire progresser rapidement le processus pour dynamiser la construction de REDD+, la forte contestation dont le processus d'évaluation par des experts indépendants a été l'objet, aux débuts du FPCF, de la part des pays forestiers, a entaché sa capacité d'influence ultérieure. Les évaluations par les pairs (c'est-à-dire par les délégués d'autres États membres du FPCF) ont été, elles, perçues comme davantage légitimes. Quant aux évaluations des ONG, elles se sont faites contre toute attente une place de choix dans l'enceinte de décision, grâce à l'impératif de consultation des parties prenantes prévu par les sauvegardes environnementales et sociales.

Les sauvegardes de la Banque mondiale ont joué à cet égard un rôle crucial, tant d'un point de vue substantiel (les sauvegardes sur les forêts et sur l'évaluation environnementale donnent toutes les bases pour prendre en compte les enjeux de biodiversité) que d'un point de vue procédural (obligation de consulter les parties prenantes concernées par les processus nationaux REDD+ et existence d'un mécanisme de recours). Elles ont donné des ressources stratégiques aux ONG pour faire valoir leurs préoccupations lors des négociations et leur permettre de jouer un rôle central dans les processus de décision, alors qu'elles n'avaient initialement qu'un simple statut d'observateur.

Ainsi, en replaçant les enjeux de conservation de la biodiversité au sein des logiques instrumentale, négociée et organisationnelle propres au FPCF, les ONG et quelques bailleurs sont parvenus, dans ce cas, à limiter l'éviction des préoccupations environnementales dans un programme carbone international. Cela suppose toutefois de la part des acteurs porteurs de ces préoccupations une connaissance la plus exhaustive possible des procédures et des stratégies des autres parties prenantes, ainsi qu'une vigilance de tous les instants et des moyens humains et financiers significatifs.

Conclusion

Alors que la nécessité de mettre en place des politiques publiques multilatérales efficaces en matière de protection de l'environnement est réaffirmée dans de nombreuses instances, l'analyse du FPCF montre la difficulté à garantir la prise en compte de préoccupations liées à la préservation de la biodiversité au sein des programmes carbone internationaux. Caractérisé par des processus de décision complexes, l'intégration de multiples enjeux, le rassemblement d'acteurs et de financements nombreux, ce programme multilatéral visant l'atténuation du changement climatique dans le secteur des forêts passe inévitablement par des logiques d'action politiques, administratives et financières. Il s'accompagne de la mise en place d'outils sur mesure visant à assurer la cohérence et la pertinence des décisions adoptées. L'évaluation est l'un de ces outils, et elle est d'ailleurs omniprésente dans le FPCF. Mais elle ne suffit pas, par elle-même, à permettre à ce programme international Forêt-Climat d'intégrer de façon satisfaisante la biodiversité, pourtant identifiée au départ comme un enjeu majeur.

L'étude révèle l'importance de voir quelques acteurs très impliqués et très stratégiques porter, à chaque étape du processus (et des évaluations) les préoccupations de conservation de la biodiversité. Dans un contexte dominé, d'une part, par une interaction entre bailleurs et pays forestiers basée sur une négociation multilatérale et, d'autre part, par la logique organisationnelle de la Banque mondiale, les évaluations, si elles veulent atteindre leur objectif, doivent composer avec les trois registres – instrumental, négocié et administratif – qui caractérisent la mise en œuvre du programme. C'est à cette condition que l'évaluation sera un outil efficace permettant, à chacune de ces étapes, de résister à l'éviction des enjeux de conservation de la biodiversité.

Toutes ces stratégies à déployer illustrent le fait que l'intégration des préoccupations environnementales ne va pas de soi, qu'elle ne se décrète pas (Billé, 2004). Elle repose sur la volonté, l'endurance et les ressources de quelques acteurs, ainsi que sur leur capacité à déceler les opportunités (parfois masquées dans des dispositions organisationnelles complexes) offertes par certains aspects de la conception des programmes, comme les sauvegardes de la Banque mondiale. Disposant d'une ressource essentielle en négociation – celle de contribuer financièrement à l'existence et à la mise en œuvre des programmes de développement –, les bailleurs sont également des acteurs clés pour porter ces préoccupations assidûment ou pour favoriser leur portage par d'autres acteurs intermédiaires dans les processus de décision et d'évaluation.

Bibliographie

ACCOUNTABILITY COUNSEL (2010), "Re: Emerging Accountability Gap at FPCF Creates Legal and Reputational Risk.", 19 mai, <http://www.redd-monitor.org/2011/05/20/ngo-letter-to-forest-carbon-partnership-facility-highlights-emerging-accountability-gap/>

AGENCE FRANÇAISE DE DÉVELOPPEMENT et THE EUROPEAN COMMISSION (2011), "Review of R-PP of Central African Republic (v. 09-19-2011)."

ALKIN, M. C. (2004), *Evaluation Roots, Tracing Theorists' Views and Influences*, SAGE, Londres.

BANQUE MONDIALE (1999), "OP 4.01: Environmental Assessment", Washington, D.C.

BELNA, K. (2014), « D'évaluations en négociations et de négociations en évaluations, quelle efficacité vis-à-vis de la protection de la biodiversité ? Une analyse du Fonds de partenariat pour le carbone forestier (FPCF) », Thèse de doctorat ParisTech, Paris.

BENNETT, G. (1992), *Dilemmas: Coping with Environmental Problems*, Earthscan Publications, Reissue.

BIC (BANK INFORMATION CENTER) (2009), "NGO Observer Intervention at PC3 in Montreux", présenté au FPCF Third Participants Committee meeting, Montreux, Suisse, 17 juin.

BILLÉ, R. (2004), « La gestion intégrée du littoral se décrète-t-elle? Une analyse stratégique de la mise en œuvre, entre approche programme et cadre normatif », Thèse de doctorat, École nationale du génie rural des eaux et des forêts, Paris.

CAREY, E. (2009), "Improving the Clarity, Transparency and Accountability of FPCF Decision-making", 24 octobre, <http://www.forestpeoples.org/sites/fpp/files/publication/2010/08/fcpfpacsomemooct09eng.pdf>

CDB (CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY) (2012), "UNEP/CBD/SBSTTA/16/8. Avis sur l'application des garanties REDD+ pour la diversité biologique pertinentes et sur les indicateurs et les mécanismes possibles de surveillance et d'évaluation des répercussions des mesures REDD+ sur la biodiversité".

CDB (2010), "UNEP/CBD/COP/DEC/X/2. Decision Adopted by the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity at Its Tenth Meeting. X/2. The Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020 and the Aichi Biodiversity Targets".

FCPF (2011a), "Resolution PC/8/2011/6. Cambodia's Readiness Preparation Proposal." Dalat, Vietnam.

FCPF (2011b), *Rules of Procedure for Meetings of the Participants Committee (As Amended)*, October, Banque mondiale, Washington, D.C.

FCPF (2011c), *Readiness Preparation Proposal (R-PP) Template, Version 6, Working Draft*, Banque mondiale, Washington, D.C.

FCPF (2010), *Fiscal Year 2010. Annual Report*, Banque mondiale, Washington, D.C.

FCPF (2008), *Forest Carbon Partnership Facility, Information Memorandum*, International Bank for Reconstruction and Development, Washington, D.C., p. 121.

FITZPATRICK, J. L., J. R. SANDERS et B. R. WORTHEN (2004), *Program Evaluation, Alternative Approaches and Practical Guidelines*, Pearson education.

FOREST LIVELIHOODS AND PLANTATIONS NETWORKS AND CAMBODIAN HUMAN RIGHTS ACTION COMMITTEE (2011), "Cambodian CSOs and NGOs Concerns over Cambodia Readiness Preparation Proposal (R-PP)."

G8 SUMMIT (2007), "Growth and Responsibility in the World Economy, Draft Summit Declaration, February 2007", Heiligendamm.

HASSENTEUFEL, P. (2008), *Sociologie politique : l'action publique*, Armand Colin, Paris.

HUNTER, D. (1994), "The World Bank's New Inspection Panel: Will It Increase the Bank's Accountability?" *Center for International Environmental Law*.

KARSENTY, A. (2010), "Intervention au COFO 2010 (FAO, Rome)", http://agents.cirad.fr/index.php/Alain+KARSENTY/Intervention_au_COFO_2010.

MORALES AYMA, E. (2010), "La Naturaleza, Los Bosques y Los Pueblos Indigenas No Estamos En Venta", <http://www.bolpress.com/art.php?Cod=2010092905>

OCDE (2002), "Glossary of Key Terms in Evaluation and Results Based Management" <http://www.oecd.org/dac/evaluation/2754804.pdf>

OWEN, J. M. (2007), *Program Evaluation, Forms and Approaches*, 3rd edition, The Guilford Press, New York et Londres.

PERSSON, A. (2004), *Environmental Policy Integration: An Introduction*, Stockholm Environment Institute.

PISTORIUS, T., CB. SCHMITT, D. BENICK et S. ENTENMANN (2010), *Greening REDD+, Challenges and Opportunities for Forest Biodiversity Conservation*, Policy Paper, Germany, University of Freiburg.

SLUNGE, D., S. NOTEBOOM, A. EKBOM, G. DIJKSTRA et R. VERHEEM (2009), *Conceptual Analysis and Evaluation Framework for Institution-Centered Strategic Environmental Assessment*, Final Draft , revised version, 23 juin, p. 64.

STUFFLEBEAM, D. (2001), "Evaluation Models", *New Directions for Evaluation*, No.89, pp. 7-98.

UNFCCC (2011), *Decision 1/CP.16 The Cancun Agreements: Outcome of the Work of the Ad Hoc Working Group on Long-term Cooperative Action Under the Convention*.

UNFCCC (2009), "FCCC/AWGLCA/2009/14. Report of the Ad Hoc Working Group on Long-term Cooperative Action Under the Convention on Its Seventh Session, Held in Bangkok from 28 September to 9 October 2009, and Barcelona from 2 to 6 November 2009. III.C. Policy Approaches and Positive Incentives on Issues Relating to Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation in Developing Countries; and the Role of Conservation, Sustainable Management of Forests and Enhancement of Forest Carbon Stocks in Developing Countries (paragraph 1(b) (iii) of the Bali Action Plan)."

VEDUNG, E. (2005), *Public Policy and Program Evaluation*, Transaction Publishers, New Brunswick et Londres.

WERF (VAN DER), G.R., D.C. MORTON, R.S. DE FRIERS, J.G.J. OLIVIER, P.S. KASIBHATLA, R.B. JACKSON, G.J. COLLATZ et J.T. RANDERSON (2009), "CO₂ Emissions from Forest Loss", *Nature Geoscience*, No. 2, pp.737-738
Young, O.R. (1999), *The Effectiveness of International Environmental Regimes, Causal Connections and Behavioural Mechanisms* The MIT Press, Cambridge, Massachusetts.

Annexe

Les sources de ces tableaux sont de l'auteur.

Tableau A.1 Évaluations à conduire dans le cadre des programmes REDD+

Type d'évaluation	Évaluateur	Mode d'actions de l'ONGE	Forme(s) prise(s) par l'affaiblissement des exigences environnementales et étapes de l'évaluation concernées	Réintégration des enjeux de conservation de la biodiversité et étapes de l'évaluation concernées
Évaluation de l'efficacité des politiques environnementales passées et en cours	Pays forestiers	Avant l'octroi de la subvention de mise en œuvre	Phase de cadrage : dilution de l'exigence dans un critère d'évaluation ensemblier Conduite de l'évaluation : report toléré par les experts et le comité de décision	Cadrage : dans quelques cas rares (ex : Panama, Ghana), la nécessité de conduire l'évaluation est inscrite comme condition à l'octroi de la subvention, suite au portage dans les évaluations <i>ex ante</i> des programmes
Évaluation des facteurs de déforestation	Pays forestiers	Avant l'octroi de la subvention de mise en œuvre	Conduite : caractère partiel du diagnostic (les facteurs politiques sont insuffisamment identifiés) Utilisation des résultats : prise en compte partielle dans les stratégies REDD+ élaborées des facteurs identifiés	Conduite et utilisation des résultats : dans plusieurs cas, les nécessités d'améliorer l'évaluation et/ou de mieux mettre en cohérence la stratégie REDD+ sont inscrites comme conditions à l'octroi de la subvention, suite au portage dans les évaluations <i>ex ante</i> des programmes
Évaluation environnementale <i>ex ante</i> de la stratégie REDD+	Pays forestiers	Avant l'octroi de la subvention de mise en œuvre	Cadrage : dilution de l'exigence dans un critère d'évaluation ensemblier Conduite : report décidé formellement par le Comité décisionnel (après l'octroi de la subvention) ; sous-budgétisation par le pays forestier ; cadrage partiel présenté	Cadrage : tentative d'adoption de sauvegardes environnementales et sociales minimales évitée par la mobilisation des ONG observateurs et de certains bailleurs Conduite : suite aux évaluations <i>ex ante</i> des programmes, dans plusieurs cas, la nécessité de réévaluer le budget est inscrite comme condition à l'octroi de la subvention ; dans des rares cas, la nécessité de revoir le cadrage est inscrite comme condition ...

Type d'évaluation	Évaluateur	Mode d'actions de l'ONGE	Forme(s) prise(s) par l'affaiblissement des exigences environnementales et étapes de l'évaluation concernées	Réintégration des enjeux de conservation de la biodiversité et étapes de l'évaluation concernées
Évaluation environnementale <i>ex ante</i> de la stratégie REDD+	Pays forestiers	Avant l'octroi de la subvention de mise en œuvre	Cadrage : dilution de l'exigence dans un critère d'évaluation ensemble Conduite : report décidé formellement par le Comité décisionnel (après l'octroi de la subvention) ; sous-budgétisation par le pays forestier ; cadrage partiel présenté	Cadrage : tentative d'adoption de sauvegardes environnementales et sociales minimales évitée par la mobilisation des ONG observateurs et de certains bailleurs Conduite : suite aux évaluations <i>ex ante</i> des programmes, dans plusieurs cas, la nécessité de réévaluer le budget est inscrite comme condition à l'octroi de la subvention ; dans des rares cas, la nécessité de revoir le cadrage est inscrite comme condition
Suivi-évaluation des bénéfices non-carbone générés lors de la mise en œuvre de la stratégie REDD+	Pays forestiers	Après l'octroi de la subvention de mise en œuvre	Conduite : sous-budgétisation de l'évaluation ; qualité insuffisante tolérée par le comité décisionnel dans la majorité des cas	Cadrage : adoption d'un critère d'évaluation spécifique en 2010
<i>Suivi-évaluation des stocks de carbone liés à la mise en œuvre de la stratégie REDD+</i>	<i>Pays forestiers</i>	<i>Après l'octroi de la subvention de mise en œuvre</i>		
Suivi-évaluation de la mise en œuvre du programme national REDD+	Pays forestiers	Après l'octroi de la subvention de mise en œuvre	Conduite : sous-budgétisation de l'évaluation ; qualité insuffisante tolérée par le comité décisionnel dans la majorité des cas	Cadrage : initialement facultative, devenue obligatoire en 2010

Les évaluations non institutionnelles sont soulignées,
les évaluations non soulignées sont des évaluations institutionnelles.

Les évaluations *en italique* correspondent à des évaluations conduites dans le cadre du FPCF mais qui n'ont pas fait l'objet d'analyse dans cet article.

Tableau A.2 Évaluations des programmes REDD+ par le FPCF

Les évaluations non institutionnelles sont soulignées,
les évaluations non soulignées sont des évaluations institutionnelles.

Les évaluations *en italique* correspondent à des évaluations conduites dans le cadre du FPCF
mais qui n'ont pas fait l'objet d'analyse dans cet article.

Type d'évaluation	Évaluateur	Moment initialement prévu pour l'évaluation	Forme(s) prise(s) par l'affaiblissement des exigences environnementales et étapes de l'évaluation concernées	Réintégration des enjeux de conservation de la biodiversité et étapes de l'évaluation concernées
<i>Revue des documents de candidature</i>	<i>Experts</i>	<i>Avant l'admission au fonds de préparation</i>		
<i>Évaluation ex ante de la complétude des programmes nationaux REDD+</i>	<i>Banque mondiale</i>	<i>Avant l'octroi de la subvention de mise en œuvre</i>		
<i>Évaluation ex ante de la complétude des programmes nationaux REDD+</i>	Experts du panel technique consultatif <i>ad hoc</i>	Avant l'octroi de la subvention de mise en œuvre	Cadrage : dilution des exigences dans les critères d'évaluation, obscurité du propos, report dans le temps Conduite : négociation tacite avec les pays forestiers Utilisation des résultats : sélection parmi l'ensemble des recommandations de celles qui pourront prétendre être des conditions à l'octroi de la subvention	
<i>Évaluation ex ante de la complétude des programmes nationaux REDD+</i>	Pairs (comité décisionnel)	Avant l'octroi de la subvention de mise en œuvre	<i>Cf. supra</i>	Conduite : dans plusieurs cas, portage des préoccupations environnementales au sein de l'équipe de pairs relecteurs Utilisation des résultats : dans plusieurs cas, inscription de préoccupations environnementales comme condition à l'octroi de la subvention ...

Type d'évaluation	Évaluateur	Moment initialement prévu pour l'évaluation	Forme(s) prise(s) par l'affaiblissement des exigences environnementales et étapes de l'évaluation concernées	Réintégration des enjeux de conservation de la biodiversité et étapes de l'évaluation concernées
<u>Évaluation ex ante des programmes nationaux REDD+</u>	Organisations de la société civile et ONG	Avant l'octroi de la subvention de mise en œuvre		Cadrage : seules quelques préoccupations ciblées Utilisation des résultats : résultats portés et relayés en négociation par les ONG et certains bailleurs
Conformité avec les sauvegardes sociales et environnementales	Banque mondiale	Avant l'octroi de la subvention de mise en œuvre	Conduite : report à la phase de mise en œuvre ; logique administrative	Cadrage : adoption de sauvegardes minimales évitée par la mobilisation des ONG et de certains bailleurs
Évaluation à mi-parcours	Pays forestiers Banque mondiale	Mi-parcours		
Évaluation ex post	Pays forestiers Experts	ex post		

Tableau A.3 Évaluations des programmes de réductions d'émissions par le FPCF

Type d'évaluation	Évaluateur	Moment initialement prévu pour l'évaluation	Forme(s) prise(s) par l'affaiblissement des exigences environnementales et étapes de l'évaluation concernées	Réintégration des enjeux de conservation de la biodiversité et étapes de l'évaluation concernées
Évaluation <i>ex ante</i> des programmes de réduction d'émission	Comité des participants du fonds carbone	<i>Ex ante</i>	Cadrage : la rémunération des co-bénéfices environnementaux est rejetée <i>a priori</i> . Cela fera l'objet d'une négociation	Cadrage : un critère de sélection concerne les retombées environnementales positives non-carbone

Tableau A.4 Évaluations du FPCF

Les évaluations en *italique* correspondent à des évaluations conduites dans le cadre du FPCF mais qui n'ont pas fait l'objet d'analyse dans cet article.

Type d'évaluation	Évaluateur	Moment initialement prévu pour l'évaluation	Forme(s) prise(s) par l'affaiblissement des exigences environnementales et étapes de l'évaluation concernées	Réintégration des enjeux de conservation de la biodiversité et étapes de l'évaluation concernées
<i>Évaluation participante du FPCF à mi-parcours</i>	<i>Bureau d'étude</i>	<i>Mi-parcours</i>		
<i>Suivi-évaluation de la mise en œuvre du FPCF</i>	<i>Unité Evaluation de la Banque mondiale</i>	<i>Mi-parcours ; ex post</i>		

* * *

3.4. Comptabiliser le financement de la biodiversité dans l'aide publique au développement : un casse-tête technique, politique et organisationnel

Tiphaine LEMÉNAGER

La problématique financière est devenue un enjeu incontournable des débats et actions menés sur la biodiversité depuis l'échelle locale jusqu'au niveau international. Comme le soulignent Waldron *et al.* (2013, p.1), « *le manque de financement constitue un obstacle majeur à la conservation de la biodiversité* »^[106]. Mais, au-delà de ce constat relativement consensuel, force est de constater que le diable se cache dans les détails. Pour évaluer les volumes financiers manquants, encore faut-il en effet avoir estimé les besoins et les flux déjà dépensés. Or la comptabilisation des flux financiers actuellement consacrés à la biodiversité reste encore peu réalisée, peu suivie et, quand elle l'est, elle fait l'objet de méthodologies et donc de calculs très hétérogènes. Comptabiliser ces financements représente pourtant en soi une nécessité si l'on veut faire progresser tant le volume des financements disponibles que la qualité de leur gestion.

Dans ce contexte, cet article propose de faire le point sur les enjeux techniques de cette comptabilisation et sur les difficultés qu'un tel processus peut rencontrer. Il montre alors en quoi ces enjeux et difficultés viennent impacter l'action menée (ou non) en faveur de la biodiversité. Nous nous intéressons ici au cas des agences de financement de l'aide internationale au développement qui sont directement concernées par l'objectif de lutte contre l'érosion de la biodiversité et par son financement.

Face au manque de littérature consacrée à ce sujet, l'analyse proposée résulte principalement de la participation active de l'auteur, entre 2010 et 2014, à divers exercices et groupes de réflexion menés en France et en Europe sur ce thème^[107]. Elle s'appuie également sur l'analyse de la documentation produite dans le cadre

[106] Traduction par l'auteur de la citation originale : *"Inadequate funding levels are a major impediment to effective global biodiversity conservation"*.

[107] L'auteur a notamment défini et proposé une première méthode de comptabilisation des financements biodiversité de l'AFD en 2010 puis a participé à son application et à son évolution au sein de l'organisation jusqu'à 2014. L'auteur a également participé à la série de réunions d'experts européens organisées en 2010 par la présidence de la Commission européenne pour discuter et affiner la réponse des parties européennes à la CDB aux demandes effectués lors de la COP 10 à Nagoya concernant la stratégie de mobilisation financière pour la biodiversité. L'auteur a, enfin, co-organisé des réunions de travail en France entre 2011 et 2013 avec des représentants des ministères français des Affaires étrangères, du Trésor et de l'Environnement mais également avec des bailleurs de fonds européens pour partager et discuter des propositions méthodologiques établies à l'AFD.

des Conférences des parties (COP) de la Convention pour la diversité biologique (CDB) ainsi que sur certains rapports d'expertise et articles scientifiques apparus particulièrement éclairants au regard de l'analyse menée.

L'article suit trois principales étapes. Il présente en premier lieu la manière dont le sujet est traité par les États au niveau international. Puis il aborde plus spécifiquement le positionnement du secteur de l'aide au développement à cette même échelle et les débats méthodologiques associés. Il s'intéresse enfin en détail à l'AFD, opérateur pivot de l'aide publique au développement (APD) française. Après avoir décrit l'outil de comptabilisation qui y a été développé et qui est actuellement utilisé, nous analyserons en quoi une dynamique de comptabilisation financière des engagements bilatéraux d'aide publique au développement peut devenir un levier de promotion stratégique de l'environnement, tout en pointant ses effets pervers potentiels.

3.4.1. *Un dossier qui peine à avancer dans le cadre des relations internationales multilatérales*

Jusqu'en 2008, les débats internationaux sur la biodiversité, initiés au cours des années 1970, font assez régulièrement référence aux aspects financiers mais, la plupart du temps, de manière peu approfondie. La Convention pour le patrimoine mondial adoptée en 1972 à Stockholm souligne par exemple simplement que les États parties de la convention devront prendre les mesures « *financières adéquates pour l'identification, la protection, la conservation, la mise en valeur et la réanimation de ce patrimoine* » (UNESCO, 1972, p. 3). En 1987, dans son rapport *Our Common Future*, la Commission mondiale sur l'environnement et le développement demande à l'aide au développement de porter plus d'attention aux problèmes de conservation des espèces (Nations unies, 1987). Il conduit également à la constitution du fonds international dédié à l'environnement, le *Global Environment Facility* (GEF). Mais la réflexion financière reste encore balbutiante à cette date. En 1992, la CDB est définie et adoptée lors du Sommet de la Terre, à Rio. Les pays développés l'ayant ratifiée s'engagent, dans l'article 20, à apporter une aide financière aux pays en développement pour accompagner ces derniers dans leurs efforts en matière de biodiversité (Nations unies, 1992). Mais, là-encore, aucune démarche de comptabilisation n'est proposée pour suivre rigoureusement ces engagements. L'objectif principalement souligné à cette époque vise à identifier et diversifier les sources de financement (CDB, 2010a). Le rapport de la CDB intitulé *Methodologies for Estimating Funding Needs*, paru en 1994, reflète assez bien le manque de réflexion et de méthodes disponibles pour évaluer les volumes financiers nécessaires à la préservation de la biodiversité, sujet similaire à celui de l'évaluation des financements réalisés ou en cours d'utilisation. Aucune des méthodologies proposées n'apparaît convaincante.

Ce rapport, sans approfondir et même sans réellement l'assumer, mentionne par ailleurs explicitement la complexité du sujet (CDB, 1994, p. 2) : « *En examinant les dépenses en cours, seules celles liées à la conservation et à la gestion durable de la diversité biologique doivent être prises en compte. Cependant, il peut s'avérer difficile de distinguer les dépenses concernées par ces sujets de celles qui ne le sont pas* »^[108]. Les différents rendez-vous internationaux qui ont suivi celui de Rio ont continué à souligner la nécessité d'augmenter les financements en faveur de la biodiversité, sans pour autant approfondir les difficultés techniques concrètes associées à cette démarche. Le sujet des flux financiers devant être pris en compte dans le calcul des financements dits « biodiversité » reste ainsi peu traité au début des années 2000, ou bien les auteurs s'y intéressant ne considèrent que les dépenses liées à la gestion des aires protégées (James *et al.*, 1999a et 1999b ; Balmford *et al.*, 2003).

Il faut attendre 2008, lors de la 9^e COP de la CDB, pour voir le sujet abordé de façon plus approfondie. En effet, à cette occasion, une stratégie entièrement dédiée au financement, est en effet définie en amont de l'adoption du second plan stratégique de mise en œuvre de la CDB pour les années 2011-2020 (adoption prévue en 2010 lors de la COP 10 organisée à Nagoya). Cette stratégie dite de « mobilisation financière » poursuit huit objectifs^[109], dont le premier vise explicitement l'amélioration des informations financières disponibles (CDB, 2008). À cette stratégie est associée une dynamique de *reporting* devant faire état de sa mise en œuvre lors de chacune des COP à suivre. C'est donc en 2008, via l'objectif n°1 de cette stratégie, qu'un appel officiel est véritablement lancé pour parvenir à récupérer des informations pertinentes et généralisées sur les financements alloués à la biodiversité.

[108] Traduction par l'auteur de la citation originale : *"In examining current expenditure, only expenditure on conservation and sustainable use of biological diversity should be included. It may not always be easy, however, to distinguish between expenditure that are or those that are not concerned with biological diversity conservation and the sustainable use of biological resources"*.

[109] 1. Améliorer les informations détenues sur les besoins, lacunes et priorités de financement ; 2. Mobiliser, à l'échelle nationale, des ressources financières en faveur des objectifs de la Convention ; 3. Renforcer les institutions financières en place et favoriser la reproduction et augmenter l'échelle des mécanismes et instruments de financement qui ont fait leurs preuves ; 4. Etudier des mécanismes de financement nouveaux et novateurs à tous les niveaux en vue d'augmenter le financement à l'appui des trois objectifs de la Convention ; 5. Intégrer la diversité biologique et les services associés fournis par les écosystèmes dans les priorités et plans de coopération au développement, en établissant notamment des liens entre les programmes de travail de la Convention et les objectifs du Millénaire pour le développement ; 6. Renforcer les capacités en matière de mobilisation et d'utilisation des ressources et promouvoir la coopération Sud-Sud en complément de la nécessaire coopération Nord-Sud ; 7. Accroître la mise en œuvre d'initiatives d'accès et de partage des avantages et de mécanismes à l'appui de la mobilisation de ressources ; 8. Accroître l'engagement mondial à la mobilisation de ressources à l'appui de la réalisation des trois objectifs de la Convention.

Pour autant, la collecte effective d'informations tarde à suivre. En 2010, l'évaluation de la première stratégie 2002-2010 de mise en œuvre de la CDB fait état de résultats environnementaux décevants. Le manque de financements disponibles est alors clairement identifié comme un frein à l'action menée. Mais, comme le souligne le *Global Report 2010*, aucune analyse financière précise n'a pu avoir lieu, faute de données disponibles (CDB, 2010a, p. 8) : « *L'absence d'indicateurs quantitatifs portant sur les besoins de financement a empêché une analyse pertinente des causes exactes de l'échec financier* »^[110].

En 2012, lors de la COP 11, les résultats sont toujours timides. Le secrétariat de la CDB note ainsi : « *Seuls 14 % des pays sont répertoriés comme ayant évalué quantitativement leurs besoins de financements et leurs manques [...] principalement en Afrique et en Asie, et ces évaluations ont appliqué différentes méthodologies, s'appuyant principalement sur la présentation d'une liste de propositions de projets/d'idées/de concepts* »^[111] (CDB, 2012, p. 9 ; cf. graphique 2). Selon Waldron et al. (2013, p. 1), « *vingt ans après l'accord de Rio, la plupart des pays sont encore incapables de quantifier la pertinence relative de leurs financements alloués à la conservation, ou bien ils utilisent des critères extrêmement variés et, voire même, n'ont aucune idée de comment faire. Le fait même de rassembler des données de bases sur les dépenses actuelles s'est révélé compliqué et elles restent très incomplètes* »^[112].

L'objectif de diagnostic (i) des besoins, (ii) des flux dépensés et, ce faisant, (iii) des manques à combler (équivalent concrètement au besoin moins les flux dépensés) est fixé pour 2014. « *Le nombre de pays ayant identifié et rapporté leurs besoins de financements, leurs manques et priorités pour les dix prochaines années peut être considéré comme nul tant les efforts réalisés sont faibles en 2010. [...] L'objectif peut être qu'en 2014 tous les pays l'aient fait et cet objectif devra être renouvelé en 2018* »^[113] (CDB, 2012, p. 9).

[110] Traduction par l'auteur de la citation originale : "The lack of quantitative indicators in respect to funding requirements has prevented meaningful analysis of exact causes of the financial failure".

[111] Traduction par l'auteur de la citation originale : "Only 14% of countries are known to have assessed funding needs and gaps in quantitative terms (...), mostly in Africa and Asia, and these assessments have applied different methodologies, mostly by presenting a list of project proposals/ideas/concepts".

[112] Traduction par l'auteur de la citation originale : "20 years after the original Rio agreement, most countries are still unable to quantify the relative adequacy of their level of conservation finance, or use widely differing criteria and even guesswork to do so. Even baseline data on current conservation spending by country has proved difficult to collate and are highly incomplete".

[113] Traduction par l'auteur : "The baseline on the number of countries that have identified and reported funding needs, gaps and priorities for the new decade may be set at zero since the existing efforts have diminishing relevance to the year 2010. Together with the on-going progress in financial planning, the target can be that by 2014, all countries will have identified and reported funding needs, gaps and priorities, and this target should be renewed for 2018".

3.4.2. Des avancées plus précoces et plus importantes dans le champ de l'aide publique au développement

Dans ce contexte particulièrement difficile de définition et de mise en place d'une comptabilisation, par les États, des financements alloués à la biodiversité, celle du financement biodiversité véhiculé par l'aide au développement fait figure d'exception et apparaît même comme pionnier du chantier. Nous revenons ci-après plus précisément sur la manière dont cela s'est passé et sur les choix et les débats en cours à ce sujet.

Avant 1998 : des précurseurs véhiculent d'ores et déjà des chiffres sur l'« APD biodiversité »

Depuis le début des discussions sur le financement de la biodiversité, l'APD a été identifiée comme l'un des vecteurs financiers à mobiliser. En 2012, elle est ainsi en tête de liste des neuf vecteurs de financements officiels identifiés par la CDB comme devant être pris en compte pour comptabiliser les flux financiers consacrés à biodiversité (cf. encadré 6).

Encadré 6 Neuf catégories identifiées par la CDB pour le calcul des financements alloués en faveur de la biodiversité

1. Aide au développement
2. Budgets publics nationaux à tout niveau
3. Secteur privé
4. ONG, fondations et recherche
5. Institutions financières internationales
6. Organisations des Nations unies
7. Fonds publics hors aide au développement
8. Initiatives de coopérations Sud-Sud
9. Coopération technique

Source : CDB, 2012, p. 4.

L'analyse des chiffres véhiculés sur l'APD montre que déjà entre 1992 et 1998, certains précurseurs ont produit des chiffres sur l'APD consacrées à la biodiversité et ce, alors qu'il n'existait pas encore de système de comptabilisation officiel. Le site de la CDB donne par exemple accès au rapport relatant la tenue d'un atelier organisé par le WWF, le WRI et l'UICN en Argentine en 1996. Ce dernier mentionne les faits suivants : « Une étude récente et complète menée par Birdlife International, analysant les données

sur l'aide publique au développement de l'OCDE et de la Commission sur le développement durable (CSD), estime que les besoins de financements pour la biodiversité dans les pays en développement s'élèvent à environ 20 milliards USD par année quand les dépenses actuelles n'atteignent que 4,14 milliards USD par année. [...] L'APD en faveur de la biodiversité a atteint 1,7 % de l'aide en 1992 et est tombée à 0,3 % en 1994 »^[114].

Malgré la présentation de ces chiffres, ce document laisse néanmoins transparaître que cet exercice de comptabilisation fut compliqué : « Les bailleurs n'ont pas produit leurs données de manière standardisée, ce qui rend impossible la vérification des données de l'OCDE »^[115].

Par ailleurs, il souligne les erreurs manifestes que le calcul engendre : « Ces chiffres, aussi mauvais soient-ils, surévaluent quoi qu'il en soit le montant des financements "nouveaux et additionnels" alloués à la biodiversité. Le rapport proposé par l'OCDE/CSD souffre d'une absence totale de définition et devrait donc être rejeté. Tous les projets agricoles sont par exemple considérés comme durables et la substitution d'une forêt naturelle par une plantation d'eucalyptus est répertoriée sous le chapeau forestier, et par conséquent considéré comme un projet mené en faveur de la biodiversité. La COP devrait demander au secrétariat de la CDB de travailler avec l'OCDE et les bailleurs pour mettre en place un système honnête, transparent, qui détermine les niveaux de financement réels alloués à la biodiversité et à la gestion durable [...] excluant de fait les activités telles que les plantations forestières, l'aquaculture extensive, la monoculture et toute autre activité qui réduit plutôt que ne protège la biodiversité »^[116].

[114] Traduction par l'auteur de la citation originale : "A recent comprehensive study by Birdlife International, analysing OECD and CSD data from the Organisation for Economic Cooperation and Development (OECD) and the Commission of Sustainable Development (CSD) on Official Development Assistance (ODA), estimates that the financial needs for biodiversity conservation in developing countries amounts to about \$20 billion per year, compared to current global spending on conservation of only \$4.14 billion per year. [...] ODA for biodiversity peaked at 1.7% of total aid in 1992 and fell to 0.3% in 1994. [...]" – source: <http://www.cbd.int/doc/reports/fin-baires-ws-en.pdf>

[115] Traduction par l'auteur de la citation originale : "Donors have not produced their own data on a standardised basis to allow the OECD figures to be checked" Source : *ibid*.

[116] Traduction par l'auteur de la citation originale : "These figures, bad as they are, may still in fact be overstating the amount of 'new and additional' funding for biodiversity. The report proposed that the OECD/CSD figures suffer from fatal definitional defects and should be rejected. All 'agriculture' projects, for example, are counted as 'sustainable agriculture', and the clearing of a natural forest for a eucalyptus plantation is counted under 'forestry' and thus as 'biodiversity conservation'. The COP should direct the CBD Secretariat to work with OECD and donors to devise an honest, transparent system for determining real levels of funding that support biodiversity conservation and sustainable use (as recommended in paper UNEP/COP/3/37), excluding activities such as plantation forestry, intensive aquaculture, monoculture agriculture, and other activities that reduce rather than protect biodiversity". Source : *ibid*.

Un premier système de comptabilisation instauré en 1998 par l'OCDE

Une démarche de comptabilisation officielle sur le thème biodiversité commence à s'organiser en 1998 parallèlement à l'amélioration générale du suivi des financements APD. Depuis cette date, le Comité d'aide au développement (CAD)^[117] collecte en effet plus de détails sur l'aide auprès de ses membres, ainsi qu'auprès d'autres bailleurs (pays non-membres du CAD et agences multilatérales, telles que la Banque mondiale, les banques régionales de développement, les agences des Nations unies). Dans ce cadre-là, il est notamment demandé aux pays donateurs d'indiquer pour chaque activité financée si elle est orientée ou non vers une ou plusieurs des trois conventions de Rio (biodiversité, changement climatique et désertification). Cette démarche a été testée au cours des années 1998-2006 puis la notification est devenue obligatoire à partir de 2007^[118].

Pour ce qui concerne la biodiversité, l'engagement de Rio est décliné par la CDB en trois objectifs : (i) la conservation de la biodiversité, (ii) l'utilisateur durable de ses éléments et (iii) un partage juste et équitable des avantages découlant de l'exploitation des ressources génétiques. Chaque projet de développement doit alors être noté sur le marqueur de Rio « biodiversité ». Un projet qui ne poursuit aucun des trois objectifs de la CDB^[119] est noté 0. Un projet qui poursuit un de ces trois objectifs de manière significative est noté 1. Un projet dont l'objectif principal est un de ces trois objectifs est noté 2.

La stratégie de mobilisation de fonds pour la biodiversité adoptée lors de la COP 9 de la CDB en 2008 a donné un élan supplémentaire à cette démarche de suivi de l'aide au développement consacrée à la biodiversité. Aujourd'hui, il est ainsi relativement aisé d'avoir accès à des chiffres fournis par l'OCDE décrivant l'APD annuellement consacrée à la biodiversité à l'échelle planétaire. La CDB a, par exemple, présenté les chiffres suivant lors de la COP 11 tenue en 2012 à Hyderabad : « *Les institutions européennes et les 23 gouvernements membres du CAD comptabilisent 6,57 milliards*

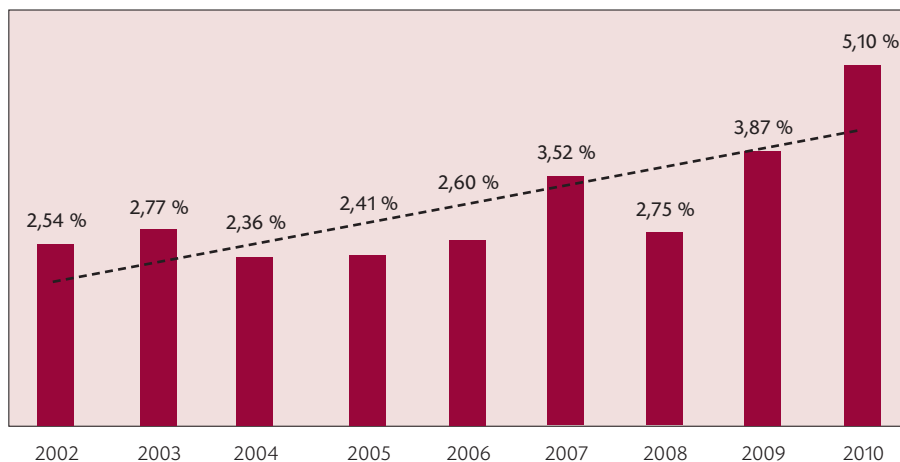
[117] Le CAD de l'OCDE regroupe les plus grands financeurs de l'aide au développement. Il est composée de 29 membres : 28 gouvernements donateurs et l'Union européenne. Le CAD a été intégré à l'OCDE par une Résolution ministérielle en date du 23 juillet 1961. Il a pour mission de rechercher de nouveaux modes opératoires pour accroître non seulement la quantité, mais aussi la qualité de l'aide, autrement dit pour améliorer l'efficacité de l'aide.

[118] <http://www.bipindicators.net/LinkClick.aspx?fileticket=7%2BwK3tD5E6l%3D&tabid=116>

[119] (i) La conservation de la biodiversité, (ii) l'utilisateur durable de ses éléments, (iii) un partage juste et équitable des avantages découlant de l'exploitation des ressources génétiques cités *supra*.

USD alloués en 2010 à la biodiversité via leur action d'aide au développement, soit un montant trois fois supérieur à celui de 2002 »^[120] (CDB, 2012, p. 20^[121] ; cf. graphique 2).

Graphique 2 Évolution des financements biodiversité alloués par les membres du CAD



Source : CDB, 2012.

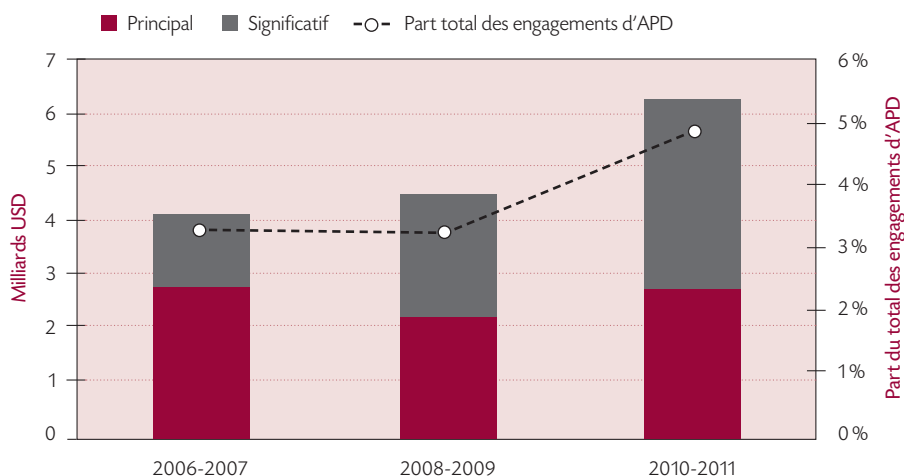
Un système de comptabilisation critiqué

Si l'on regarde plus précisément ces chiffres, on observe qu'ils sont obtenus en additionnant les montants des activités d'aide au développement notés 2 sur le marqueur de Rio biodiversité (ils ont pour objectif principal l'un des trois objectifs de la CDB) et ceux notés 1 (ils poursuivent l'un des trois objectifs de manière significative). Pour exemple, le graphique 3 produit par le CAD montre que, sur la période 2010-2011, les financements alloués par l'aide au développement à la biodiversité s'élèvent à un peu plus de 6 milliards USD, soit un peu moins de 5 % des engagements globaux d'aide au développement. Ces 6 milliards USD se décomposent en réalité en 3 milliards déclarés sous le marqueur de Rio 2 (« principal » sur le graphique 3) et 3 milliards déclarés sous le marqueur de Rio 1 (« significatif » sur le graphique 3).

[120] Traduction par l'auteur de la citation originale : "EU Institutions and the 23 countries that are members of the Development Assistance Committee (DAC) marked US\$6.57 billion biodiversity assistance from their development cooperation data in 2010, three times higher than the same measurement (US\$1.35 billion in current price and US\$1.99 billion in 2010 price) in 2002".

[121] <http://www.cbd.int/doc/meetings/cop/cop-11/information/cop-11-inf-16-en.pdf>

Graphique 3 L'aide au développement bilatérale allouée à la biodiversité



Source : CAD OCDE (2012).

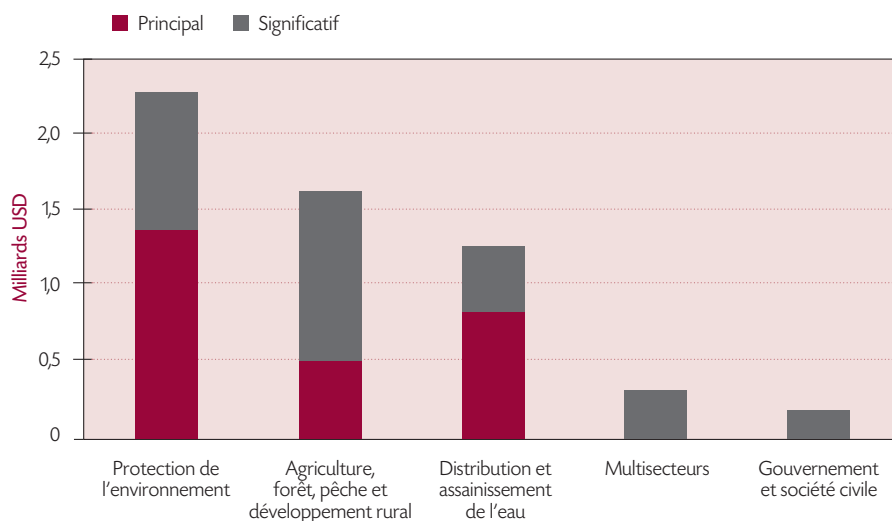
L'OCDE mentionne à ce propos sur son site Internet que « les données ne permettent pas la quantification exacte des sommes allouées ou dépensées. Ils donnent une indication et décrivent la mesure à laquelle les bailleurs adressent les objectifs des conventions de Rio dans leurs programmes d'aide »^[122] (sic).

En réalité, ces chiffres produits par l'OCDE sur la base de données transmises par les institutions concernées, sont source de confusion et font l'objet de critiques. La méthodologie adoptée présente en effet plusieurs failles. Tout d'abord la notation des projets sur le marqueur de Rio biodiversité (0, 1 ou 2) est souvent réalisée par des chefs de projets peu experts de ces questions et qui ont tendance à surdéclarer leurs projets, comme cela a été montré à l'AFD (Corbier-Barthaux *et al.*, 2010). Le CAD s'appuie donc sur des notations biaisées pour faire sa comptabilisation. Par ailleurs, même si les notations étaient bien effectuées, la pertinence même de la définition du marqueur de Rio pose question. L'OCDE présente par exemple sur son site Internet une liste de projets à classer en faveur de la biodiversité (valeur principale ou significative) parmi lesquels on retrouve ceux visant « l'assainissement de l'eau [...] la gestion intégrée des bassins versants, [...] la promotion de pratiques agricoles durables, [...] la promotion de pratiques durables de pêche, [...] l'utilisation

[122] Source : <http://www.oecd.org/fr/cad/stats/conventionsrio.htm>.

*durable de zones écologiquement sensibles aux fins de tourisme »^[123]. Il n'est pourtant plus à démontrer que les projets dits de gestion « intégrée » ou de gestion « durable » des ressources sont loin d'avoir tous des impacts positifs sur la biodiversité (Billé, 2004 ; Leroy *et al*, 2013). De même les projets d'assainissement, selon leur localisation, n'ont pas forcément d'impacts positifs sur la biodiversité. Aujourd'hui, ils sont pourtant comptabilisés et constituent même une part significative de l'ensemble. Lorsqu'on examine la cartographie des secteurs ayant fait l'objet de financements déclarés en 2010-2011 par le CAD comme favorables à la biodiversité (cf. graphique 4), on remarque en effet que les deuxième et troisième colonnes (en partant de la gauche) traitent d'agriculture, de forêts, de pêche, et d'assainissement et qu'elles sont conséquentes en termes de financements déclarés. Là encore, il est légitime de se demander si ces financements peuvent vraiment être analysés comme ayant un effet positif sur la biodiversité. Et si ces financements, dans certains cas, peuvent certes avoir certaines retombées positives sur la biodiversité, il paraît cependant peu justifié de les comptabiliser dans leur ensemble au même titre que des financements entièrement dédiés aux objectifs de la CDB.*

Graphique 4 *Les cinq principaux secteurs recevant 91 % de l'aide au développement allouée à la biodiversité*



Note : la colonne « multisecteurs » inclut le développement urbain, l'éducation, la formation et la recherche.
Source : CAD OCDE (2012).

[123] Source : <http://www.oecd.org/fr/cad/stats/46810581.pdf>

Des propositions émises pour dépasser les limites du système instauré par l'OCDE

Même s'il présente des limites, le système de comptabilisation de l'OCDE constitue une avancée certaine sur laquelle il est possible maintenant de s'appuyer pour dialoguer, débattre, etc. En réaction à cette méthode de comptabilisation qui additionne le total des financements correspondant au marqueur de Rio biodiversité 1 et 2, divers opérateurs de l'aide au développement ont réfléchi à la manière dont il serait possible de mieux traduire, par un système de pondération, l'impact positif effectif des financements APD sur la biodiversité. La Commission européenne a, par exemple, décidé de retenir 100 % des financements marqués 2 (*i.e.* dont l'objectif principal est lié à la préservation de la biodiversité) et uniquement 40 % des financements marqués 1 (*i.e.* dont l'objectif principal n'est pas la biodiversité mais qui contribuent néanmoins significativement à sa préservation). Les Allemands, quant à eux, disent faire une mesure au cas par cas : ils passent en revue l'ensemble de leurs projets et ne retiennent que la part des financements effectivement allouée à la biodiversité. Cette part est ensuite déclarée à l'OCDE sous le marqueur 2. Ils ne déclarent par conséquent aucun financement marqué 1. Un certain nombre d'exercices sont aujourd'hui en cours. L'exploration et les tests sont donc d'actualité.

3.4.3. Une expérimentation comptable innovante menée au sein de l'AFD

La démarche de l'AFD s'inscrit dans cette mouvance. Nous revenons ci-après sur le processus de construction de la méthode aujourd'hui utilisée afin de pouvoir discuter, d'une part, plus précisément des enjeux techniques sous-jacents à tout exercice de comptabilisation et, d'autre part, afin de cerner en quoi ces derniers peuvent venir impacter l'action menée par les bailleurs pour la biodiversité.

La construction d'un indicateur biodiversité de moyens

Le processus de construction de la méthode adoptée par l'AFD pour comptabiliser ses financements biodiversité a suivi quatre étapes principales.

1. Un point de départ : l'évaluation biodiversité de 2008

L'origine du processus de comptabilisation biodiversité au sein de l'AFD remonte plus spécifiquement à 2009 lors du travail de « cartographie » des financements biodiversité de l'AFD réalisé par la division en charge de l'évaluation. Dans un contexte où la biodiversité et l'environnement prennent de l'ampleur au sein de l'AFD, notamment *via* l'engagement de son directeur général, l'AFD décide, en 2008, de

consacrer aux questions environnementales un poste de cette division Evaluation. L'agent AFD qui prend cette fonction fait partie des personnes de l'agence les plus impliquées sur les questions environnementales. Il propose alors de mener à bien un travail de cartographie des activités biodiversité de l'AFD. Celle-ci fait l'objet d'une publication AFD officielle en 2009, qui pointe du doigt la surévaluation des engagements biodiversité et réévalue cette dernière (Corbier-Barthaux *et al.*, 2010). Elle passe en revue l'ensemble des projets financés entre 1996 et 2008, considérés comme ayant un impact positif sur la biodiversité et la consultante en charge de ce travail ne retient, pour chacun d'entre eux, que le financement effectivement concerné par cet impact positif.

2. Une dynamique internationale : l'annonce de la France lors de la COP de Nagoya en 2010

Cette première initiative se trouve alors relayée dans le cadre des négociations internationales sur la biodiversité. Comme précisé en début de chapitre, ces dernières mettent l'accent, à partir de 2008, sur la nécessité de produire des chiffres sur les financements biodiversité en cours, sur les besoins, les manques à combler, et sur les nouvelles sources de financement identifiées. En préparation de la COP 10 de Nagoya, prévue en 2010, et à la demande du ministère des Affaires étrangères (MAE), un agent en charge de projets biodiversité à l'AFD prépare des notes de travail qui relatent les chiffres publiés par la « cartographie biodiversité » en les corrigeant et en les complétant par la comptabilité des financements biodiversité réalisée en 2009. Le calcul pour l'année 2009 est ainsi réalisé en 2010 par une poignée de personnes concernées au sein de l'AFD.

Lors de la COP 10, en octobre 2010, la France annonce alors un doublement de ses financements pour la biodiversité dans le cadre de l'aide publique au développement d'ici 2012. Cela représente environ 200 millions EUR à allouer à la biodiversité pour cette année 2012 (contre un peu moins de 100 millions EUR en 2009). La France a également annoncé que la part de la biodiversité dans l'aide publique au développement serait progressivement portée à 10 % (contre 1,6 % en 2009). Enfin, elle a annoncé que les flux financiers pour la biodiversité seraient portés à 500 millions EUR par an à compter de 2014. Ainsi, entre 2011 et 2020, il est prévu que la France consacre à la biodiversité plus de 4 milliards EUR principalement *via* l'APD. Ces annonces politiques ont surpris plusieurs responsables de l'AFD qui ont alors porté plus d'attention au sujet, tout en soulignant que ces annonces n'avaient pas fait l'objet d'accord politique clairement formalisé en France, ni en amont de la COP 10, ni même en aval de l'annonce faite à Nagoya.

3. Le service de la communication de l'AFD et le MAE : une écoute intéressée

À la suite de la COP 10 de Nagoya, l'équipe en charge de la communication à l'AFD décide d'améliorer les messages de l'agence sur la biodiversité. Elle demande alors des informations mises à jour aux agents de l'AFD concernés. En parallèle de cette demande interne, le MAE propose à l'AFD de l'appuyer lors des réunions européennes regroupant les différentes parties de la CDB sur les sujets comptabilité biodiversité et innovation financière. Face aux demandes croissantes d'informations internes et externes, il est alors devenu apparent que le sujet était en train de s'institutionnaliser et qu'il ne devait plus être traité comme un exercice ponctuel, mais au contraire comme une démarche devant s'inscrire dans la durée. Le calcul à dire d'experts jusqu'alors utilisé présentait des inconvénients notables : il demandait du temps, comportait une certaine part de subjectivité rendant difficile la cohérence des calculs d'une année sur l'autre, et ces calculs ne pouvaient pas être expliqués aisément par ceux et celles qui ne les avaient pas faits. Avec l'appui d'un collègue en poste au sein de la division des opérations, nous avons alors proposé une méthodologie permettant de réaliser l'exercice de comptabilisation de manière plus normée. L'objectif recherché était alors d'alimenter les discussions européennes tout en proposant une méthode, certes imparfaite, mais facile d'usage, rapide à mettre en œuvre, permettant néanmoins de minimiser la surévaluation induite par le système de l'OCDE, et offrant une base fixe facilitant la réalisation de comparaisons d'une année sur l'autre. Cette méthodologie s'appuie sur un système de pondération associé à la notation du marqueur de Rio « biodiversité »^[124]. Une première note est alors rédigée à l'AFD pour présenter la méthodologie retenue. Cette dernière suit les principes suivants :

- la méthodologie de comptabilité biodiversité de l'AFD propose que 100 % des financements marqués « 2 » (la préservation de la biodiversité est l'objectif principal du projet) soient pris en compte ;
- pour la catégorie de projets marqués « 1 » (la préservation de la biodiversité est un objectif significatif du projet), un système de pondération systématique est proposé. La note explique à ce propos que les performances environnementales, et notamment celles favorables à la biodiversité, sont en effet souvent un sous-objectif souhaité et explicite de projets sectoriels ou transversaux de l'AFD. Cette performance, demandant un effort spécifique du bailleur et de ses partenaires, repose souvent sur une subvention de l'État français, d'où la nécessité légitime

[124] Sachant que pour répondre à la demande du CAD, les chefs de projet de l'AFD notent systématiquement la contribution de leurs projets au marqueur de Rio « biodiversité » : 0, 1 ou 2.

de comptabiliser cet effort dans le calcul des engagements réalisés par la France pour la biodiversité. La méthodologie propose donc que la gestion et la création d'espaces verts urbains, la mise en place de modalités de gestion durable de ressources naturelles, la diminution de pressions telles que les pollutions sur les milieux naturels ou la lutte contre l'érosion soient pris en compte dans la comptabilisation de l'effort français en faveur de la biodiversité mondiale. Pour autant, l'AFD souligne qu'il s'agit de comptabiliser ces contributions à hauteur des efforts financiers correspondants à cette incidence positive dans le montant total de l'engagement. Pour des raisons de simplicité et pour faciliter l'utilisation de ces principes de comptabilisation par des non-spécialistes de la biodiversité, l'AFD propose une grille de pondération systématique des financements de projets marqué 1 en fonction de leur thématique principale et ce, selon 4 catégories : 1 %, 5 %, 30 % et 80 % ;

- pour la catégorie de projets marqués « 0 » (aucun des objectifs du projet n'est lié à la préservation de la biodiversité), l'AFD souligne qu'il peut arriver que des projets fassent état d'un volet « compensation » en faveur de la biodiversité (projets miniers, barrages, etc.). Ces projets sujets à compensation engendrent un impact global négatif sur la biodiversité. Le volet « compensation » peut alors au mieux permettre de parvenir à une certaine neutralité d'impact. Il a donc été décidé de ne pas les prendre en compte dans la comptabilisation biodiversité. Ces projets qui font l'objet de compensation représentant par ailleurs des montants importants, un pourcentage même très faible du montant global représenterait un chiffre élevé. La comptabilisation biodiversité risquerait alors d'apparaître gonflée par des projets qui sont par ailleurs très critiqués par le secteur environnemental. Néanmoins, prendre en compte le volet compensation serait cohérent avec la démarche globale proposée qui comptabilise l'ensemble des financements effectués en faveur de la biodiversité sans tenir compte des financements néfastes pour la biodiversité réalisés par ailleurs par le bailleur ;
- en plus des financements de projets effectués par l'Agence, il est proposé que les coûts de personnel de l'AFD dont l'activité est dédiée à la biodiversité, ainsi que ceux des activités de communication et de recherche présentant un volet environnemental soient également comptabilisés dans le total des efforts biodiversité.

Cette méthode, qui différencie au final huit rubriques de financements à comptabiliser, est présentée en 2011 aux représentants concernés du MAE et du ministère des Finances. Elle est accueillie favorablement par ces autorités qui voient l'opportunité pour la France de se positionner comme un acteur réflexif sur le sujet et précurseur, compte tenu du peu de propositions jusqu'alors soumises par les divers pays concernés.

4. Une consolidation interne de 2012 à 2013

Au niveau international, les engagements politiques sur les financements se renforcent en 2012. Lors de la 11^e COP de la CDB, tenue à Hyderabad en octobre 2012, l'engagement est ainsi pris de doubler les flux financiers internationaux biodiversité d'ici 2015, en utilisant pour base de calcul la moyenne des flux 2006-2010, et de maintenir l'effort jusqu'en 2020. Dans ce contexte de négociation internationale, le MAE utilise la méthode AFD pour faire le point sur la situation de la France. Il s'en sert également pour renforcer ses réponses au questionnaire de Monterrey en 2013^[125].

Le débat autour de la méthodologie de l'AFD s'est, quant à lui, animé plus spécifiquement en interne dans le cadre de l'écriture et de la finalisation de la première stratégie de l'AFD consacrée à la biodiversité. Cette stratégie devant faire un état des lieux des financements alloués, des éléments quantifiés sur les financements biodiversité sont alors nécessaires. Un jeu de négociation s'instaure à ce moment-là en interne autour de la méthode définie en 2011. Le responsable de la division en charge du financement des projets d'assainissement estime, par exemple, que leur participation à la préservation de la biodiversité est sous-estimée. Les projets d'eau et d'assainissement sont alors intégrés non plus au pourcentage de 5 % mais de 30 %. Au sein du pôle biodiversité, tous les chargés de projet ne sont pas d'accord avec cette décision mais cette dernière reste actée. Le Comité exécutif de l'AFD, réunissant les principaux responsables managériaux de l'AFD, demande quant à lui à ce que la catégorie de financement pondérée à 1 % soit retirée. Les lignes de crédit environnement (hors climat) qui étaient intégrées à cette catégorie sont alors intégrées à la catégorie 5 % et les projets d'irrigation raisonnée, eux aussi auparavant adjoint à la pondération de 1 %, sont exclus de la comptabilisation.

Cette méthodologie ainsi amendée se décline non plus en huit mais en sept rubriques de financement (cf. tableau 8). Elle est approuvée par le Comité exécutif de l'AFD en juin 2013 puis elle est officiellement validée lors de l'adoption de la stratégie biodiversité de l'AFD par son Conseil d'administration en septembre 2013. La stratégie biodiversité mentionne néanmoins que la méthode de comptabilisation pourra encore évoluer d'ici 2016.

[125] Ce questionnaire fait suite au Consensus international de Monterrey sur le financement du développement signé en 2002. Rempli chaque année par les États signataires, il permet un suivi précis et détaillé des financements alloués au développement. Pour plus de détails sur le Consensus de Monterrey : <http://www.un.org/french/ffd/pressrel/22apress.htm>

Tableau 8 Proposition d'un système de pondération normalisé pour calculer les engagements biodiversité de l'AFD

Type d'activité	Contenu (Exemples)	Part du financement retenu (en %)
Projets marqueur 2 (Rio – Biodiversité)	Aire protégée (marine ou terrestre) Appui aux ONG d'environnement Trust Fund Biodiversité Aide budgétaire biodiversité	100
Projets marqueur 1 (Rio – Biodiversité)	Gestion durable des forêts Gestion durable des pêcheries REDD	80
Projets marqueur 1 (Rio – Biodiversité)	Agroécologie Pastoralisme-transhumance Filières bio-équitable Assainissement des eaux usées, Gestion intégrée des ressources en eau	30
Projets marqueur 1 (Rio - Biodiversité)	Développement urbain avec volet biodiversité urbaine Traitement durable des déchets – Réduction de l'impact déchet Ligne de crédit environnement (hors climat)	5
Personnel AFD (ETP*)	Valeur des ETP dédiés à la biodiversité	100
Communication	Activité présentant un volet biodiversité	50
Production de connaissances	Étude dédiée à la biodiversité	100

* ETP : équivalent temps plein.
Source : AFD, 2013.

Les financements de l'AFD en faveur de la biodiversité

Les chiffres les plus récents sur les financements dits « biodiversité » de l'AFD sont présentés au sein de cette même stratégie biodiversité. Elle rapporte que « sur la période 2000-2012, l'activité de l'AFD en faveur de la biodiversité s'élève à 758,9 millions EUR. Cette activité a été multipliée par 10 entre 2000 et 2012, passant d'une dizaine de millions EUR à plus de 100 millions EUR. En 2012, l'activité "biodiversité" s'est élevée à 141,2 millions EUR. Elle représente 2,3 % des engagements de l'AFD octroyés en 2012 » (AFD, 2013, p. 64).

Le tableau 9 y est également présenté. Il synthétise l'évolution de la démarche de comptabilisation :

- pour les années 1996-2008, les chiffres correspondent aux calculs de la cartographie biodiversité effectuée en 2008 ;
- pour l'année 2009, les chiffres correspondent à un calcul fait, à dire d'experts, en interne ;
- pour les années 2010-2012, les chiffres correspondent aux calculs effectués en interne en utilisant la méthode validée par le Conseil d'administration en 2013, à ceci près que les trois rubriques ETP, communication et recherche n'ont pas été intégrées faute d'informations recueillies.

Tableau 9 *Financements AFD alloués à la biodiversité
(en millions EUR et en % des engagements)*

	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Dons	0,00	13,27	5,30	11,30	7,40	18,50	67,54	33,17	25,90	33,62	26	9,7	38,3
Prêts	9,00	8,20	0,00	9,00	0,00	0,00	17,40	0,02	89,40	49,08	91	71,6	102,9
FFEM	2,28	2,96	0,94	0,87	3,90	1,86	5,47	0,89	0,50	1,49	-	-	-
Total Biodiv.	11,28	24,43	6,24	21,17	11,30	20,36	90,41	34,08	115,80	84,19	117	81,3	141,2
Total AFD	1 257	1 381	1 724	1 735	1 644	2 166	2 790	3 148	3 810	5 362	5 906	6 144,2	6 168,5
% des engagements de l'AFD	0,9	1,8	0,4	1,2	0,7	0,9	3,2	1	3	1,6	2	1,3	2,3

Source : AFD, 2013, p. 65.

Regardons à présent en quoi cette méthode peut favoriser une meilleure prise en charge de la biodiversité par les bailleurs.

3.4.4. La comptabilisation « biodiversité » comme promoteur environnemental

La biodiversité devient plus légitime en s'invitant dans le processus de redevabilité

Rappelons tout d'abord que l'AFD est une banque sous tutelle de l'État, et notamment du ministère des Finances. Elle utilise en partie des fonds publics et le cadre de son activité est décidé en collaboration étroite avec les services gouvernementaux concernés. Elle se doit, par conséquent, de rendre des comptes sur ses engagements financiers non seulement à ses tutelles mais plus largement aux citoyens français. Des exercices comptables sont donc réalisés chaque année afin de présenter l'activité de l'Agence. Divers rendez-vous politiques s'appuient également sur des photographies comptables de l'utilisation du budget de l'AFD. Cela se fait, par exemple, à la demande des parlementaires qui peuvent avoir des demandes précises, ou bien lors des prises de décisions relatives au budget annuel de l'AFD alloué par l'État. Ces calculs comptables s'organisent selon divers axes. Ils présentent, par exemple, le montant total des engagements financiers annuels et le ratio des fonds publics utilisés par rapport au volume total de financements engagés (on parle alors de l'effet de levier des fonds publics). Ils différencient les financements en subvention de ceux alloués sous forme de prêts. Ils séparent également les financements réalisés en fonction des secteurs d'activités financés, etc. Le statut même de l'AFD place donc la comptabilisation de ses engagements annuels au cœur de son fonctionnement. La mission de plusieurs agents de l'Agence est d'ailleurs en lien direct avec cette fonction dite de redevabilité. Les objectifs de transparence auxquels l'AFD souscrit de plus en plus activement renforcent ces enjeux d'explicitation et de clarification de ses activités. Avoir réussi à intégrer dans ce processus comptable un volet biodiversité constitue donc en soi une avancée. La biodiversité apparaît en cela moins marginalisée et plus légitime aux yeux de tous. Elle devient centre d'attention, de surveillance. Maintenant qu'elle est dotée d'une méthode de comptabilité, l'AFD se doit de rendre des comptes à son propos.

Un outil pédagogique

Par ailleurs, le processus de construction de l'outil a permis de réunir divers acteurs qui ont dû confronter leur vision de la biodiversité. Le choix des pondérations a obligé l'institution, mais également ses tutelles, à penser l'aide au développement

sous l'angle de la biodiversité. Au final, ce sont même les pays européens voisins qui se sont intéressés à l'exercice pour alimenter leur propre démarche, parfois encore inexistante. Passer du discours à un choix de pondération a forcé un exercice d'explicitation et de justification qui, en soi, a été pédagogique, compte tenu du peu de références des acteurs concernés en la matière. La définition de la méthode a permis de créer un langage commun autour de la notion de biodiversité.

Au-delà de la construction de la méthode, son utilisation peut aussi avoir un rôle pédagogique. Cette volonté a été clairement affichée par l'AFD et ses tutelles qui ont préféré retenir cette méthode plus détaillée, et donc plus pédagogique, alors qu'elle conduisait, au moment de son adoption, à afficher des volumes de financement plus faibles qu'avec la méthode européenne (qui retient 100 % des financements correspondant au marqueur de Rio 2 et 40 % des financements marqués 1).

La formation biodiversité de l'AFD, organisée annuellement en interne auprès d'une trentaine d'agents, aura sans doute à présent un temps d'explication de cette méthode. Celui-ci sera source de débats et de partage d'expériences. Les chefs de projets devront par ailleurs tous choisir une pondération pour les projets qu'ils instruisent. Plus précise que le marqueur de Rio, la pondération sera moins source d'erreur et elle leur permettra de cerner la participation de leurs projets au défi de la biodiversité.

Un levier stratégique

Par ailleurs, au-delà du processus assez formel de redevabilité, cet outil peut devenir un levier de pression ou d'influence pour ceux qui cherchent à renforcer l'engagement de l'AFD vis-à-vis de la biodiversité. Cette méthode a été officiellement présentée aux parties prenantes de l'AFD concernées par la biodiversité lors de la mise en discussion de sa stratégie biodiversité en septembre 2013. Bien que n'approuvant pas tous les niveaux de pondération retenus, ces acteurs ont tous salué l'effort de l'Agence et exprimé l'utilité qu'ils voyaient à cette démarche. Les chiffres véhiculés par la comptabilisation sont et seront désormais présentés systématiquement en dehors de l'AFD. Les ONG, pouvoirs publics, citoyens, etc., ont donc à leur portée une information qu'ils peuvent utiliser pour discuter et débattre avec l'Agence. Les chiffres présentés vont également pouvoir être mis en relation avec les engagements pris par la France et par les parties de la CDB au niveau international. Au besoin, les acteurs concernés pourront demander à l'AFD d'en faire plus, éléments chiffrés à l'appui. Par ailleurs, les agents qui portent la biodiversité au sein de l'AFD pourront eux aussi s'appuyer sur cette information et défendre leur portefeuille d'activités afin d'assurer à l'AFD le soutien de ses parties prenantes.

La méthode aujourd'hui retenue a passé diverses épreuves et a été confortée. Son rôle, comme nous venons de le montrer, peut être positif pour la biodiversité. L'outil reste néanmoins en soi un indicateur qui, comme tout indicateur, présente certaines limites. Par définition, un engagement biodiversité ne peut être précisément chiffré. On ne peut attendre d'un indicateur simple qu'il parle parfaitement d'un objet aussi complexe que la biodiversité. Toute méthode de comptabilisation est donc imparfaite. L'enjeu est alors de cerner ses effets pervers potentiels à l'usage.

3.4.5. Les effets pervers potentiels de la méthode de comptabilisation « biodiversité »

La fin des aires protégées ?

Un premier élément de réflexion tient à la différence des montants en moyenne dépensés par projets de type Rio 2 et de type Rio 1. Les projets dédiés à la biodiversité sont généralement complexes à monter, longs à instruire pour diverses raisons (statut des partenaires, volonté de part et d'autre, contexte local plus ou moins propice, etc.), et ce pour des niveaux d'engagement financiers relativement faibles : il est en effet rare qu'un projet d'« aires protégées » dépasse 8-10 millions EUR. Aucune infrastructure d'ampleur nécessitant de gros investissements financiers n'est en effet généralement intégrée dans ce type de projet. Il s'agit de quelques investissements touristiques, de matériel divers, etc. Compte tenu, par ailleurs, de la taille restreinte de l'équipe en charge de ces projets, il y a rarement plus d'un projet d'aire protégée par an. Il peut même se passer plusieurs années avant qu'un projet ne soit effectivement signé. Ces projets pèsent donc assez peu dans la comptabilité biodiversité, même s'ils sont comptabilisés à 100 %. En revanche, un projet d'assainissement plus rapide à l'instruction et au montant moyen de plusieurs dizaines de millions EUR (quand ce n'est pas de l'ordre de 100 millions EUR) va peser beaucoup plus dans le calcul, même s'il est comptabilisé uniquement à 30 %.

En l'état, la méthode ne valorise donc pas les projets qui visent à renforcer un secteur de la biodiversité. Si l'AFD s'engageait, à l'avenir, dans une course aux chiffres, cela pourrait alors la conduire à se désengager des aires protégées. Même si cela est moins flagrant qu'avec la méthode de l'OCDE, la méthode actuelle continue à donner beaucoup de valeur aux projets qui visent à réduire les pollutions, à diminuer les impacts négatifs des secteurs productifs. Est-ce un problème ? Oui, car on ne peut espérer une amélioration de l'état de la biodiversité si on ne travaille pas conjointement les deux approches : le financement de projets « biodiversité » auprès de secteurs potentiellement dommageables à la biodiversité, et le financement de projets aussi ambitieux que possible auprès d'un secteur dédié à la biodiversité. C'est en effet

grâce à l'existence et à l'action (directe et indirecte) d'un secteur de la biodiversité fort et institutionnalisé (avec ses acteurs propres, ses parcours de formation, ses lois, ses outils dédiés, etc.) que les secteurs productifs dommageables seront peu à peu amenés à réduire leurs impacts sur la biodiversité.

Le financement biodiversité de l'AFD apparaît encore faible (environ 2 % des engagements totaux de l'AFD). La première question est donc de savoir si ces financements vont croître, conformément à l'engagement des 10 % annoncés par la secrétaire d'État à l'Ecologie en 2010 à Nagoya et conformément aux engagements de doublement pris à Hyderabad en 2012. Par ailleurs, compte tenu de ce que nous venons de souligner, on ne peut être certain que ces financements permettent réellement d'engager un tournant environnemental. Si l'idée sous-jacente à la comptabilisation biodiversité est de progresser de manière relative, il faut néanmoins veiller à utiliser cette boussole pour aller dans la bonne direction. Une manière d'assurer la qualité globale du portefeuille biodiversité serait de revoir à la baisse les pondérations des projets marqueurs de Rio 1 ou bien de définir des objectifs quantitatifs annuels (en volume financier ou en pourcentage du portefeuille biodiversité) pour les projets dont l'objectif principal est la biodiversité (projet Rio 2).

Quid des financements néfastes ?

Un autre élément de réflexion tient au fait que ne sont comptabilisés ici que les moyens positifs alloués à la biodiversité. Mais qu'en est-il des financements qui dégradent la biodiversité ? En 2012, les engagements biodiversité ne représentaient que 2 % des engagements de l'AFD. Que peut-on en tirer comme conclusion ? Sur les 98 % restant, combien sont de fait dommageables à la biodiversité ? Aujourd'hui on ne peut répondre à ces questions faute d'informations. Le concept de financement néfaste à la biodiversité est pourtant de plus en plus porté. Il figure ainsi au cœur du plan stratégique adopté à Nagoya. Ce dernier affirme notamment : « *D'ici à 2020 au plus tard, les incitations, y compris les subventions néfastes pour la diversité biologique, sont éliminées, réduites progressivement ou réformées, afin de réduire au minimum ou d'éviter les impacts défavorables [...].* » (Objectif d'Aichi n° 3 ; CDB, 2010b, p. 10). Le rapport sur les aides publiques dommageables à la biodiversité, réalisé en France en 2011 par le Centre d'analyse stratégique (CAS) à la demande du Premier ministre, souligne pour sa part : « *étant donné la richesse et la fragilité des écosystèmes des pays récipiendaires d'une grande partie de [l']APD, il est possible, voire probable, qu'un même euro de dépense publique dommageable entraîne des effets négatifs supérieurs dans ces pays qu'en France métropolitaine* » (CAS, 2011, p. 12). Il souligne par ailleurs qu'en matière de subventions dommageables à la biodiversité, « *une attention particulière devrait être apportée à l'aide publique au développement (APD) et notamment aux soutiens provenant de l'AFD* » (ibid., p. 28).

Lorsque les moyens en disent peu sur les résultats

Un dernier élément est que cette comptabilisation en termes de moyens ne définit que très imparfaitement les résultats réels de l'action menée en faveur de la biodiversité. Dans le détail, un projet portant sur une aire protégée (noté 2 sur le marqueur de Rio biodiversité) peut aussi être, par exemple, source de perturbation environnementale. C'est le cas lorsqu'on construit, au sein d'un parc, une route touristique, même si l'idée est de rendre le parc économiquement plus attractif et par conséquent plus durable. Mais, au-delà de cette difficulté, les moyens alloués ne sont en aucun cas par eux-mêmes une preuve des résultats obtenus au final par un projet. En soi, un petit financement peut avoir de très bons résultats pour l'environnement. Imaginons une subvention de quelques millions EUR confiée à une ONG très efficace. Ce projet pourrait avoir bien plus d'impacts positifs sur la biodiversité qu'un projet de gestion durable des forêts dont l'opérateur emprunteur, après plusieurs années, n'aura toujours pas mis en œuvre son plan de gestion durable. Il ne faut donc pas confondre un indicateur de moyens avec un indicateur de résultats.

Conclusion

Parvenir à comptabiliser les financements alloués à la biodiversité est en soi une nécessité si l'on veut faire progresser les financements et la qualité de leur gestion. Nous avons montré ici que cet enjeu a émergé tardivement et que les bailleurs de fonds apparaissent comme les acteurs qui semblent aujourd'hui les plus avancés sur la question. Néanmoins, aucune solution miracle n'existe. Attendus à l'échelle internationale, les chiffres qui circulent et qui circuleront ne peuvent qu'être approximatifs et discutables. Parler d'argent, de volumes financiers, permet néanmoins à la biodiversité d'exister comme centre de coût et, donc, comme centre d'intérêt. Pour un bailleur, adopter une méthode de comptabilité revient en quelque sorte à se doter d'une boussole supplémentaire et de renforcer ses outils de discussion, de réflexion dans un contexte où règne l'obligation de transparence. Cette démarche peu coûteuse vient donc s'ajouter à la boîte à outils mobilisables par l'ensemble des acteurs internes ou externes à l'organisation souhaitant engager un tournant environnemental. Le tout est de l'envisager non comme la recherche d'une méthodologie indiscutable et définitive mais de l'appréhender en connaissance de ses limites et de l'utiliser comme un levier stratégique supplémentaire permettant de négocier la tension implicite qui existe entre développement et préservation de l'environnement (Leménager *et al.*, 2012) en faveur d'un développement effectivement durable.

Bibliographie

AFD (2013), *Cadre d'intervention transversal Biodiversité*, Paris.

BALMFORD, A., K.J. GASTON, S. BLYTH, A. JAMES et V. KAPOs (2003), "Global Variation in Terrestrial Conservation Costs, Conservation Benefits, and Unmet Conservation Needs", *Proceedings of the National Academy of Sciences* (PNAS) volume 100, No. 3.

BILLÉ, R (2004), « La gestion intégrée du littoral se décrète-t-elle ? Une analyse stratégique de la mise en œuvre, entre approche programme et cadre normatif », Thèse de doctorat, École nationale du génie rural des eaux et des forêts, Paris.

CAD OCDE (2012), *OECD DAC Statistics Biodiversity-related Aid*, www.oecd.org/dac/stats/rioconventions.htm

CDB (2012), *State of Financing for Biodiversity: Draft Global Monitoring Report 2012 on the Strategy for Resource Mobilization under the Convention*, Document UNEP/CBD/COP/11/INF/16, Hyderabad.

CDB (2010a), *Global Monitoring Report 2010 – Innovative Financing for Biodiversity*, <http://www.cbd.int/financial/doc/global-monitoring-report-en.pdf>

CDB (2010b), *Décisions adoptées par la conférence des parties à la convention sur la diversité biologique à sa dixième édition ; X/2, Plan stratégique 2011-2020 et objectifs d'Aichi relatifs à la diversité biologique*, document UNEP/CBD/COP/DEC/X/2, Nagoya.

CDB (2008), *Décision adoptées par la conférence des parties à la convention sur la diversité biologique à sa neuvième édition ; IX/11, Review of Implementation of Articles 20 and 21*, Document UNEP/CBD/COP/DEC/IX/11, Bonn.

CDB (1994), *Methodologies for Estimating Funding Needs*, document UNEP/CBD/ICCBD/2/16, Nairobi.

CENTRE D'ANALYSE STRATÉGIQUE (CAS) (2011), « *Les aides publiques dommageables à la biodiversité* », rapport de la mission présidé par Guillaume SAINTENY, Rapports & documents, octobre, Paris.

CORBIER-BARTHAUX, C., V. HAMOUCHE et C. BRIAND (2010), « Cartographie de portefeuille des projets Biodiversité, Analyse sur la période 1996-2008 », *Évaluation et capitalisation Ex Post*, n° 30, AFD, Paris, <http://www.afd.fr/webdav/site/afd/shared/PUBLICATIONS/RECHERCHE/Evaluations/Evaluation-capitalisation/30-evaluation-capitalisation.pdf>

JAMES, A.N., K.J. GASTON et A. BALMFORD (1999a), "Balancing the Earth's Account", *Nature*, 401, pp. 323-324.

JAMES, A.N., M.J.B. GREEN et J.R. PAINE (1999b), "A Global Review of Protected Area Budgets and Staffing", *WCMC Biodiversity Series*, No. 10, World Conservation Monitoring, Cambridge.

LEMÉNAGER, T., A. AHMIM-RICHARD et L. MERMET (2012), « Les organisations publiques d'aide au développement et la dialectique environnement-développement », *Vertigo*, volume 12, n° 1.

LEROY, M., G. DERROIRE, J. VENDÉ et T. LEMÉNAGER (2013), « La gestion durable des forêts tropicales – De l'analyse critique du concept à l'évaluation environnementale des dispositifs de gestion », *A Savoir* n° 18, AFD, Paris, <http://www.afd.fr/webdav/site/afd/shared/PUBLICATIONS/RECHERCHE/Scientifiques/A-savoir/18-A-Savoir.pdf>

NATIONS UNIES (1992), *Convention sur la diversité biologique*.

NATIONS UNIES (1987), *Our Common future*, Report of the World Commission on Environment and Development.

UNESCO (1972), *Convention concernant la protection du patrimoine mondial culturel et naturel*, Paris.

WALDRON, A., A.O. MOOERS, D.C. MILLER, N. NIBBELINK, D. REDDING, T.S. KUHN, J. TIMMONS ROBERTS et J.L. GITTLEMAN (2013), "Targeting Global Conservation Funding to Limit Immediate Biodiversity Declines", *Proceedings of the National Academy of Sciences*, volume 110, No. 29.

Conclusion générale

Analyser et gérer les défis politiques
et organisationnels
du tournant environnemental
de l'aide au développement

Conclusion générale

Analyser et gérer les défis politiques et organisationnels du tournant environnemental de l'aide au développement

Laurent MERMET et Tiphaine LEMÉNAGER

L'érosion de la biodiversité, ses conséquences et la nécessité d'agir pour l'enrayer sont désormais bien identifiées par les gouvernements et la communauté internationale. Des cadres juridiques, des moyens humains et financiers ont été mis en place pour agir à tous les niveaux d'organisation, depuis l'échelon local jusqu'à l'international. Rien n'indique cependant que ces mesures soient aujourd'hui en passe de réussir à stopper – ni même à freiner nettement – l'érosion de la biodiversité. Le défi ne consiste plus à identifier, à cerner le problème, à comprendre ses causes, ses conséquences, ni même à décider en principe qu'il faut agir pour le résoudre. Il porte maintenant sur un changement d'ordre de grandeur de l'effort à réaliser, sur la nécessité de réorienter clairement les secteurs d'activité qui, aujourd'hui, dégradent le plus la biodiversité, sur la complexité et la multiplicité des changements, petits ou grands, requis non plus en principe mais de manière effective à toutes les échelles géographiques et organisationnelles. Il s'agit de passer d'une démarche qui « *agit en faveur de la biodiversité* » à celle qui « *assure les changements décisifs nécessaires pour parvenir à conserver et restaurer la biodiversité* ». C'est ce palier à franchir dans l'ambition, ce sont ces réorientations nécessaires – parfois profondes – que nous avons ici résumés sous la formule du « tournant environnemental ».

Tous les acteurs dont les activités impactent ou sont impactées de manière directe ou indirecte par la biodiversité sont concernés par ce tournant. Les opérateurs de l'aide au développement – et en particulier les agences de financement de cette aide (que nous appellerons agences d'aide au développement par la suite) – en font partie. Elles

représentent un des maillons de la chaîne d'acteurs agissant pour le développement et jouent de ce fait un rôle spécifique. S'il faut, pour conserver et restaurer la biodiversité, des changements importants dans certaines orientations du développement (en matière d'agriculture, d'eau, de forêt, de pêche, etc.), elles se retrouvent alors de fait concernées, interpellées, par les efforts de changement très concrets et souvent considérables, qui sont encore à opérer. Par ailleurs, lorsque les pouvoirs publics cherchent des relais pour conduire une action spécifiquement dédiée aux questions de biodiversité, il est logique qu'ils fassent appel en particulier à ces agences qui sont parmi les seuls opérateurs publics implantés au plan international sur les terrains où se joue l'avenir de la biodiversité et qui disposent de ressources nécessaires pour agir à de telles échelles (ressources financières, organisationnelles, relationnelles, de compétence techniques, etc.). Le texte de Leménager (chapitre 3.4) rapporte ainsi que l'Agence Française de Développement (AFD), opérateur pivot de l'aide au développement française, représente une part importante et croissante des efforts financiers français consentis en faveur de la biodiversité au plan international.

À mesure qu'elles s'engagent dans l'action en matière de biodiversité, les agences d'aide au développement sont néanmoins confrontées à diverses difficultés. En étroite interaction avec l'ensemble des réseaux d'acteurs des différents secteurs du développement qui impactent négativement l'environnement, ces agences sont notamment éloignées du terrain. Elles détiennent une part d'influence mais elles restent très dépendantes de la capacité de leurs multiples partenaires à souhaiter et à impulser des changements dans leurs propres secteurs en faveur de la biodiversité. Plus spécifiquement en ce qui concerne leur action de soutien à des programmes d'action dédiés à la biodiversité, les agences d'aide au développement rencontrent les difficultés habituelles de ce type de programmes, depuis la mobilisation de moyens pour un secteur peu générateur de recettes jusqu'aux tensions qui résultent des contradictions éventuelles de ces programmes avec d'autres types d'actions de développement. Comme les autres acteurs publics et privés du développement, même si les agences d'aide au développement posent clairement à la fois la nécessité et l'intention d'actions ambitieuses pour l'environnement, leur action reste d'une certaine manière en suspens, au milieu du gué, quant à l'ampleur, à la nature, et à la faisabilité des changements nécessaires pour effectivement enrayer l'érosion de la biodiversité.

La question qui se pose au milieu du gué, est alors de savoir comment faire aboutir des changements plus décisifs, malgré le flottement que ressentent ceux qui se sont déjà beaucoup avancés sans avoir obtenu de résultats indiscutables, malgré les difficultés, les résistances, les divergences d'opinion et de stratégie qui font que l'on

reste bloqué dans un tournant environnemental annoncé, certes amorcé, mais pas encore effectué et, sur beaucoup de points, pas encore franchement engagé. Les nombreux débats menés à ce propos tendent selon nous à se focaliser sur des questions d'orientation générale de l'action, au niveau national et international, telles que les trois questions suivantes :

- quels sont les engagements pris ou/et à prendre par les pouvoirs publics ou par les agences d'aide au développement ? On pense, par exemple, aux engagements pris à Nagoya en 2010 lors de la conférence des parties de la Convention pour la diversité biologique (CDB) ou aux engagements des agences de financement de l'aide au développement que nous avons évoqués dans l'introduction de l'ouvrage ;
- quelles doctrines nouvelles faut-il adopter pour guider l'action environnementale et l'articuler aux questions de développement ? On pense, par exemple, à la « gestion durable des forêts » ou à « l'agroécologie » examinées dans les chapitres 1.4 et 1.5 de l'ouvrage ;
- quels nouveaux outils, diffusables et généralisables à large échelle, permettraient aux opérateurs d'intervenir plus efficacement ? On pense ici à la place qu'occupent dans les débats actuels sur la biodiversité, des outils comme la valorisation économique des services écosystémiques ou les paiements pour services écosystémiques abordés aux chapitres 3.1 et 2.3 de l'ouvrage, ou bien encore comme la participation des populations locales aux actions de conservation ?

Pour importantes que soient ces questions sur les intentions et les orientations, il nous semble néanmoins qu'il est indispensable, comme dans toute situation de changement difficile à opérer, de les compléter par un examen approfondi des dynamiques concrètes du changement. Quelle est l'effectivité des engagements ? Comment se traduisent-ils dans l'action ? Comment tiennent-ils concrètement, sur le terrain, confrontés à d'autres priorités ? Dans quelle mesure et sous quelles conditions les doctrines présentées comme innovantes sont-elles ou non à même d'impulser des transformations profondes et réelles sur le terrain ? Quant aux outils, jusqu'à quel point sont-ils effectivement mis en œuvre ? Leur principe innovant se traduit-il par une efficacité propre ? Sont-ils vraiment généralisables, ou bien n'ont-ils fait leur preuve que dans des cas particuliers ? Etc.

Pour répondre à de telles interrogations, seules à même d'éclairer le changement en cours ou à venir, il ne faut plus tant se focaliser sur les débats d'intention et de principe qu'observer les engagements, les doctrines et les outils en action. Cela suppose de braquer le projecteur sur la mise en œuvre concrète de l'action. C'est précisément ce que proposent les recherches présentées dans les treize textes

réunis dans cet ouvrage dédié plus particulièrement à l'analyse du rôle des agences publiques de financement de l'aide au développement en matière de biodiversité. En donnant à voir les contextes, les acteurs, les stratégies et les difficultés effectives de l'action en faveur de la biodiversité, ces textes permettent de toucher du doigt les tensions décisives où se joue aujourd'hui l'action pour la biodiversité ainsi que les appuis et les résistances dont il faut tenir compte pour engager plus nettement le tournant environnemental.

Ces recherches, abordées ici de manière transversale, nous conduisent à proposer quatre enseignements que nous développerons après les avoir résumés comme suit :

1. l'articulation entre développement et conservation de la biodiversité ne peut se ramener ni à un antagonisme pur, ni à des synergies généralisées. Elle se construit dans une tension dont les conditions concrètes (et donc les traitements possibles) sont complexes et très variables ;
2. l'action des agences d'aide au développement se joue entre une politique globale fixée à un niveau général (par un pays ou un ensemble de pays) et une mise en œuvre extrêmement dépendante des conditions diverses et contingentes de multiples terrains. Comme l'ensemble des actions menées par ces agences, l'action pour la biodiversité doit être fondée sur un réalisme de terrain ;
3. dans ces conditions, le ou les acteurs qui, sur le terrain, portent concrètement les préoccupations de biodiversité face aux forces et aux contingences qui tendent à les pousser de côté, jouent un rôle décisif et constituent une dimension clé de toute stratégie définie en faveur de la biodiversité ;
4. les enjeux d'organisation interne influencent de manière prépondérante le type et l'ampleur des actions menées en faveur de l'environnement par toute grande organisation, et notamment en ce qui nous concerne plus particulièrement, par agences d'aide au développement dont il importe d'analyser les structures, les dynamiques et les enjeux organisationnels spécifiques.

Entre action de développement et conservation de la biodiversité : de multiples configurations entre antagonisme et synergie

Les débats sur l'environnement (et la biodiversité notamment) semblent s'épuiser depuis plus de trente ans à essayer de réinscrire le rapport entre environnement et développement dans une synergie qui serait généralisable, donnant ainsi lieu à divers concepts englobant tels que l'« écodéveloppement », le « développement durable », la « conservation intégrée », etc. Cet effort reste pourtant ambigu tant dans sa visée que dans ses conséquences. Il serait en effet absurde de ne pas rechercher et développer les synergies entre développement et conservation de la biodiversité sur les sujets, aux endroits et aux moments où elles existent effectivement (ou peuvent réellement être construites). Mais la mise en avant et la quête exclusive de synergies opèrent un travail de déni des dilemmes et arbitrages irréductibles que comporte un grand nombre de situations où interfèrent conservation de la biodiversité et développement.

Pour exemple, la recherche menée par Leroy et ses collègues (chapitre 1.4) montre que la doctrine de « gestion durable des forêts »^[126], censée garantir à la fois un développement économique des filières forestières et la conservation de la biodiversité forestière, escamote en réalité les enjeux clés de la cette dernière qui se retrouvent au final peu pris en charge par les actions dites de « gestion durable des forêts ». De même, la recherche conduite par Ehrenstein^[127] (chapitre 1.5) sur la mise en œuvre de l'agroécologie en Zambie nous permet de voir en détail les limites de l'affichage d'une intégration synergique définie *a priori* entre développement et environnement (ici, entre développement agricole, écologie rurale et biodiversité). On retrouve dans le terme d'« agroécologie » la même ambiguïté que dans celui de « gestion durable des forêts » quant à la place effective laissée aux enjeux environnementaux : quels bénéfices environnementaux sont concrètement visés ? Lesquels ne le sont pas ? Où discute-t-on de la nature et du niveau d'ambition des objectifs écologiques visés ? L'investigation sur la mise en œuvre de terrain (ici, en Zambie) ajoute deux facteurs qui limitent encore les impacts positifs de cette doctrine pensée comme une démarche intégrée des enjeux de développement et de conservation de la biodiversité sur le terrain. Il s'agit, d'une part, des limites de sa diffusion. Même si elle est à l'affiche de l'aide au développement agricole, l'agroécologie n'occupe en effet sur le terrain qu'une très petite part comparée au soutien à la maïsiculture

[126] Voir également Leroy *et al.*, 2013.

[127] Voir également Ehrenstein et Leménager, 2015.

intensive, très impactante pour l'environnement, qui constitue le coeur de la politique agricole du gouvernement zambien. Il s'agit, d'autre part, des acteurs qui s'investissent dans la mise en oeuvre des programmes de soutien à l'agroécologie et qui en redéfinissent concrètement les modalités techniques et les objectifs en fonction de leurs propres objectifs ainsi que des réalités et contingences du terrain et ce, en défaveur des objectifs environnementaux.

Au final, les postures, les discours, les préconisations, les modalités d'action qui s'appuient uniquement sur des synergies imaginées *a priori* entre développement et environnement, évitent, et donc empêchent de voir clairement, les dilemmes existants et les arbitrages réalisés (ou à faire). Ils ont alors un effet de désorientation du diagnostic et de l'action menée, et jouent un rôle majeur dans la difficulté actuelle à engager plus franchement le tournant environnemental. Ces postures freinent d'ailleurs y compris la mise en œuvre des synergies possibles, car celles-ci nécessitent que soient en même temps gérés les arbitrages nécessaires. Une expérience locale rapportée par la recherche sur la Zambie en donne un bon contre-exemple. Une ONG et une agence de financement de l'aide au développement financent un projet d'agriculture durable pour les paysans riverains d'une aire protégée, avec le double objectif de diminuer les conflits hommes-faune sauvage et les pressions en retour sur l'aire protégée, ainsi que d'améliorer la sécurité alimentaire et le revenu des riverains. Dans cet exemple, il y a bien un arbitrage net en faveur de la biodiversité sur une partie de l'espace (l'aire protégée), un arbitrage net en faveur du développement agricole sur une autre partie de l'espace, et aussi un effort de synergie (dans le choix de techniques de production les moins impactantes possible et dans l'affectation différenciée de l'espace). On a bien saisi à la fois les arbitrages et les synergies : une étape indispensable à la mise en œuvre d'une stratégie de développement appliquée de manière effective en faveur de la biodiversité.

Cet exemple renvoie par ailleurs à un constat d'une portée plus générale, à savoir que les actions d'une agence d'aide au développement en matière de biodiversité recouvrent un ensemble d'activités nettement différenciées :

- le financement de projets dédiés à la biodiversité, comme la création ou la gestion d'une aire protégée, la restauration d'un écosystème ou le soutien à l'acquisition de connaissances sur la biodiversité ;
- le financement de projets de développement, qui relèvent cette fois de la production agricole, forestière, halieutique, etc., mais qui sont plus favorables à la biodiversité que s'ils faisaient la promotion de techniques "classiques". Il s'agit, par exemple, de projets de production en agroforesterie ou d'appui à des systèmes de production halieutique certifiée ;

- la limitation des impacts négatifs pour la biodiversité de l'ensemble du portefeuille d'activités de financement du bailleur, *via* un système de sauvegardes environnementales et sociales. Ici, il n'y a pas réorientation du développement, mais limitation de ses impacts opérationnels dans la mesure du possible ;
- l'exclusion de projets dont les impacts négatifs sont structurellement trop importants. C'est par exemple ce qu'a fait l'AFD dans le domaine de la pollution atmosphérique en décidant de ne plus soutenir de centrale électrique à charbon. Sur la biodiversité, le positionnement de l'Agence est, certes, moins engagé mais existe néanmoins, à travers la liste d'exclusion officielle de l'établissement qui concerne la biodiversité pour ses points 3, 4 et 5 ^[128].

Ces activités sont différentes : elles concernent des secteurs professionnels divers, font appel à des compétences et des expertises variées. Elles reposent également sur une articulation entre environnement et développement différente : (i) des actions séparées, (ii) des actions où l'environnement est transformateur du contenu du développement, (iii) des actions qui prennent en compte l'environnement dans le développement et (iv) l'exclusion de certaines actions de développement. Il existe bien sûr des passerelles et des combinaisons possibles entre elles. Mais au regard du flou et des polémiques que nous observons sur le terrain et dans la littérature, l'important nous semble de reconnaître clairement qu'elles ont chacune leur légitimité, leur place, leur rôle à jouer dans l'activité d'une agence publique de financement de l'aide au développement. En d'autres termes, pour concevoir et mettre en œuvre une stratégie réaliste d'action en faveur de la biodiversité, il faut voir clairement que celle-ci ne peut que découler d'un portefeuille différencié de projets et programmes (dédiés, d'innovation en production intégrée, de limitation des impacts négatifs), et sur l'ensemble nécessairement différencié de leurs ressources supports. Si tel est déjà souvent le cas, cela n'est pour autant pas un acquis et, sous contrainte (notamment financière), cette différenciation est souvent rediscutée au sein des agences d'aide au développement, notamment en cherchant à balayer les antagonismes pouvant exister et en se focalisant sur les synergies à développer. Un amalgame peut alors notamment se produire entre les deux premières catégories risquant à terme un affaiblissement de l'action en faveur de la biodiversité.

[128] Cf. <http://www.afd.fr/webdav/site/afd/shared/RSE/AFD%20-%20RSO%20-%20Liste%20d%27exclusion.pdf>. En ce qui concerne la biodiversité, l'AFD exclut de ses financements le « 3. Commerce d'animaux, de végétaux ou de tous produits naturels ne respectant pas les dispositions de la CITES ; 4. Activité de pêche utilisant un filet dérivant de plus de 2,5 km de long ; 5. Toute opération entraînant ou nécessitant la destruction d'un habitat critique, et tout projet forestier ne mettant pas en œuvre un plan d'aménagement et de gestion durable ».

Une autre conséquence importante des tensions existant entre développement et environnement (*i.e.* du fait que leur rapport ne peut être réduit ni à une synergie ni à un antagonisme mais qu'il est à gérer dans une tension qui varie selon les situations et les intentions) réside dans la coexistence de perspectives et de discours contradictoires portant sur l'articulation environnement-développement. Même si certains de ces discours se présentent (et depuis longtemps) comme nouveaux (c'est le cas par exemple des discours sur la participation des populations locales, ou sur l'intégration entre environnement et développement) et veulent faire passer les autres pour anciens, nous avons pu constater qu'ils divisent de manière relativement stable l'espace de discussion sur les stratégies à conduire en matière d'environnement. La recherche menée par Ahmim-Richard ^[129] à ce propos (chapitre 1.1) identifie quatre postures principales qui s'inscrivent dans un espace de tension entre priorité à accorder au développement, ou à l'environnement. Celle qui domine dans le paysage actuel de l'aide publique au développement est appelée par les auteurs « l'environnement intégré ». Elle correspond à l'idée que la poursuite de l'action de développement est la priorité, qu'il faut autant que faire se peut chercher des synergies entre environnement et développement, déployer un effort de précaution pour éviter les impacts inutiles et, lorsque des arbitrages s'imposent malgré tout, trouver des compromis qui ménagent en partie l'environnement. Une autre position que l'on peut résumer par la formule « l'environnement, nouvelle priorité », résume la pensée des organisations ou des agents œuvrant au sein de ces organisations pour qui l'environnement est un domaine clé d'innovation et qui appellent à des changements dans l'action de développement mais sans pour autant la remettre en cause dans son principe. D'autres acteurs vont plus loin, jusqu'à remettre en cause le développement et chercher dans l'environnement une « refondation ». À l'inverse, on peut constater, aussi bien par la littérature (on pense ici par exemple à l'ouvrage *Le ciel ne nous tombera pas sur la tête*, dirigé par Brunel et Pitte et paru en 2010) que lors d'entretiens réalisés avec des opérateurs de l'aide au développement, qu'une quatrième position reste active et influente dans le champ du développement (selon laquelle on se préoccupe déjà trop d'environnement, si bien qu'il conviendrait de diminuer nettement la part d'efforts réalisés dans ce domaine). Une fois que l'on a bien repéré ces positions fondamentalement contradictoires, il devient nettement plus facile de se repérer dans les débats chroniques et souvent confus où leur confrontation se rejoue sans cesse, au-delà des variations d'objet de vocabulaire. L'un des résultats importants des entretiens conduits lors des recherches présentées ici, est le fait que ces positions ne sont pas confinées à la littérature et au débat d'idées, mais qu'on les retrouve au sein des agences d'aide au développement.

[129] Cf. également Ahmim-Richard, 2010 et Leménager *et al.*, 2012.

Parmi les agents d'une agences d'aide au développement comme l'AFD, les quatre positions ressortent clairement dans les entretiens, selon les personnes interrogées. Encore récemment, lors d'une réunion, nous avons pu entendre la réponse d'agents divers de l'AFD à qui la question suivante était posée : « quelle est la part des activités de l'AFD que l'on peut définir comme durable ? ». Pour certains, il était question de 100 % du portefeuille. Pour d'autres, au contraire, il n'y avait pas un seul projet que l'on pouvait estampiller de manière justifiée et avérée comme durable. Au-delà de la position affirmée par l'institution, les clivages persistent, même s'ils ne sont pas toujours débattus activement et ouvertement. Il n'y a là rien de choquant ou d'anormal : ces clivages nous semblent inhérents à la tension entre environnement et développement et la différenciation des positions des personnels constitue d'une certaine manière une ressource dans la gestion différenciée de cette tension (selon les thèmes, les terrains, les projets, les partenaires).

À ces désaccords sur le niveau des ambitions environnementales à poursuivre, sur les arbitrages et articulations entre environnement et développement, il faut ajouter des désaccords entre différents enjeux environnementaux. Depuis le livre déjà ancien de Bennett sur les dilemmes environnementaux paru en 1992, on voit bien qu'une partie des choix difficiles se posent entre des préoccupations environnementales divergentes. La recherche de Belna (chapitre 3.3) sur le Fonds de partenariat pour le carbone forestier (FCPF en anglais)^[130], qui finance des mesures de politique forestière, montre par exemple la difficulté majeure que soulève le souci de faire en sorte que les mécanismes mis en place pour lutter contre la déforestation dans le cadre de la prévention du changement climatique ne conduisent pas à aggraver la destruction de la biodiversité (par exemple, en favorisant les plantations ligneuses à faible biodiversité qui, soutenues par le financement carbone, viendraient remplacer des forêts naturelles ou des milieux non forestiers à haute valeur de biodiversité). Il y a donc également dans les tensions entre préoccupations environnementales concurrentes un enjeu récurrent pour la prise en compte de la biodiversité dans l'action de développement.

Pour conclure sur ce premier enseignement des travaux présentés ici, il est illusoire d'espérer dissoudre les tensions entre environnement et développement par une décision, une doctrine ou un panel d'outils de portée générale et posés *a priori*. Il importe au contraire de poser dans chaque cas, sur chaque terrain, chaque problème, chaque type de projets, un diagnostic qui clarifier les synergies possibles et les dilemmes, de façon à pouvoir développer les synergies de façon réaliste, en n'escamotant pas les arbitrages nécessaires.

[130] Voir également Belna, 2014 et Belna *et al.*, 2012.

Une très grande dépendance aux terrains de l'intervention

Il est d'autant plus important de remettre à leur juste place les choix de politique générale en matière de biodiversité, les doctrines et les instruments que l'intervention des agences d'aide au développement au développement est extrêmement dépendante des contraintes, des contingences et de la diversité des terrains. C'est le cas pour toutes les organisations qui s'impliquent à l'échelle internationale sur les questions de biodiversité. La biodiversité tient précisément à la diversité écologique, géographique, sociale, économique, culturelle, etc., des territoires. Intervenir de manière appropriée pour un dossier de biodiversité, c'est à chaque fois comprendre et traiter les particularités d'un lieu et d'une situation sociale, économique et écologique à la fois. L'adéquation de l'action, de ses buts, de ses formes, au terrain est donc toujours un enjeu important en matière de biodiversité. Pour les agences d'aide au développement, des spécificités importantes viennent s'ajouter à ce tableau général. Tout d'abord, leur intervention étant essentiellement financière, elles n'agissent pas directement et leur action est en fait celle des porteurs de projets qu'elles soutiennent financièrement. La possibilité d'agir de ces agences et le type d'actions qu'elles peuvent soutenir dépendent de ces porteurs de projets. En outre, ces agences, qu'elles soient bi- ou multilatérales, interviennent sur le territoire et dans le cadres des politiques publiques de pays souverains. L'accord de ces derniers, leur soutien actif, conditionnent l'intervention des bailleurs du développement. C'est là une dépendance majeure aux contextes divers des terrains et à des acteurs puissants et légitimes – une donnée qu'il ne faut jamais perdre de vue lorsque l'on réfléchit aux stratégies environnementales des agences d'aide au développement.

Si, à travers les leviers financiers et techniques dont elle dispose, l'aide au développement peut avoir un pouvoir d'orientation important en ce qui concerne la biodiversité, celui-ci ne peut néanmoins s'exercer que sur la base du volontariat des porteurs de projets et de l'accord des États bénéficiaires. Il intervient dans un cadre de négociation, et non pas dans une capacité d'action unilatérale. Lors des recherches présentées ici, ces spécificités sont régulièrement ressorties comme une donnée majeure, une source de soutiens ou de blocages dans la mise en œuvre des intentions des agences d'aide au développement en matière de biodiversité. La recherche conduite par Krichewsky sur la mise en œuvre des lignes de crédit environnementales en Égypte^[131] (chapitre 2.2) montre que si la mise en œuvre de cet outil financier (qui finance la modernisation d'installations industrielles pour les rendre moins polluantes) a été efficace et a atteint ses objectifs environnementaux, c'est grâce à

[131] Cf. également Krichewsky et Leménager, 2015.

des éléments décisifs du contexte égyptien. Il s'est agi, d'une part, de la définition d'une réglementation environnementale par l'État égyptien (activement appuyé par les agences d'aide au développement et notamment par la Banque mondiale), et de la mise en œuvre déterminée par l'État égyptien de la réglementation contre la pollution (amendes de plus en plus lourdes et menaces de fermetures qui constituent une incitation forte pour les entreprises à recourir à l'outil financier qu'est la ligne de crédit environnementale). Il s'est agi, d'autre part, du dispositif de mise en œuvre de la ligne de crédit environnementale, organisé de manière à conférer un rôle important à une équipe technique de gestion des projets. Intégrée à l'agence publique de l'environnement égyptienne, cette équipe a joué un rôle crucial pour faire en sorte que le contenu technique des projets financés soit pertinent du point de vue environnemental. Elle a joué ainsi un rôle décisif dans l'efficacité environnementale de la ligne de crédit. Cet exemple de terrain illustre et souligne le fait que l'efficacité des outils économiques et financiers n'est pas assurée par leur principe d'action ou par le niveau de moyens engagés mais dépend de manière cruciale de leur pertinence (ou non) par rapport à chaque problème/situation-problème concret, de leur combinaison (en pratique, à peu près toujours nécessaire) avec d'autres outils très différents, et des détails de l'organisation et de l'exécution de leur mise en œuvre. Ces trois conditions sont bien sûr étroitement dépendantes du terrain.

Le texte proposé par Billé sur l'impasse du « triage » (chapitre 3.2) en apporte une sorte de démonstration par l'absurde. Le principe du triage repose en effet sur l'idée que l'action en faveur de la biodiversité devrait être rationalisée et donc, notamment, s'appuyer sur un ordre de priorités établi *a priori*, de manière globale, objective, fondée sur la science. Les défenseurs de cette démarche raisonnent donc comme si l'action menée en faveur de la biodiversité était conduite par un décideur qui, en position de surplomb, serait en capacité d'orchestrer (mieux qu'aujourd'hui) les interventions en faveur de la biodiversité, d'en arbitrer les objectifs et d'en allouer les moyens. C'est ignorer cependant que chaque dossier de biodiversité se pose et se résout (ou échoue à trouver une solution) dans le cadre spécifique d'un lieu, d'une situation (géographique, sociale, politique) particulière, en interaction avec d'autres échelles organisationnelles et de décision, sans doute, mais certainement pas sous le contrôle de quelques privilégiés éclairés. L'auteur du chapitre relate, par exemple, que des promoteurs du triage critiquent les efforts immenses réalisés aux États-Unis pour sauver le condor et considèrent que les mêmes moyens auraient été plus pertinemment dépensés ailleurs, sur d'autres sujets de biodiversité. Mais, questionne-t-il, les personnes et organisations qui ont financé le condor auraient-ils financé un programme d'action sur autre chose, ailleurs, décidé par un hypothétique comité central de scientifiques ? Quant à l'important travail de sensibilisation, de négociation politique locale qui a permis de sauver le condor, par qui et comment aurait-il été

mené sur ces autres problèmes ? Et avec quelle garantie de réussite ? Tout raisonnement sur les orientations et les outils de l'intervention pour la biodiversité qui entend s'abstraire des contraintes et des ressources du terrain conduit à des impasses dans l'action. C'est *a fortiori* le cas des agences d'aide au développement, fortement dépendantes du terrain.

Si l'on se penche à présent sur la réflexion actuelle et très active menée sur les outils économiques de l'action en faveur de la biodiversité, il importe donc selon nous de se focaliser désormais non plus tant sur les raisonnements économiques théoriques sous-jacents aux divers types d'outils, mais sur les conditions de la pertinence et de l'efficacité de ces outils dans les situations concrètes de gestion de la biodiversité. La recherche menée par Mermet à ce propos (chapitre 2.4)^[132] avait ainsi pour objectifs de dresser un bilan des problèmes de mise en œuvre sur le terrain de ces outils économiques pour la biodiversité et de proposer un ensemble de grilles de lecture qui permettent de poser correctement les enjeux de leur mise en œuvre sur le terrain et de fonder des diagnostics des situations de mise en œuvre selon les terrains. Le chapitre 2.4 de l'ouvrage montre à titre d'exemple comment l'une des grilles de lectures mobilisées (la théorie de la justification de Boltanski et Thévenot, 1991) facilite une clarification nécessaire des controverses sur les valeurs qui affectent de manière majeure la mise en œuvre de l'action pour la biodiversité sur le terrain et, avec une acuité et des enjeux tout particuliers, la mise en œuvre d'outils économiques. Ce chapitre illustre ainsi l'une des conséquences qu'il faut selon nous tirer de la dépendance au terrain de l'action pour la biodiversité : la nécessité de développer et de diffuser des méthodes d'analyse des situations de terrain destinées à préparer et accompagner les interventions en faveur de la biodiversité.

Au-delà des questions de méthode d'analyse et de diagnostic des situations d'action pour la biodiversité, il nous semble qu'il serait pertinent pour une agence d'aide au développement comme l'AFD, à l'étape où elle se trouve aujourd'hui dans le développement de son intervention pour la biodiversité, de réaliser des diagnostics sur les contextes et enjeux de l'action biodiversité par territoire, pour guider les orientations de son action en amont des projets (diagnostic pays ou diagnostics sur des territoires d'intervention, selon les besoins).

Enfin, outre le développement de capacités d'analyse, la forte dépendance au terrain des interventions d'aide au développement à mener en faveur de la biodiversité exige que l'on consacre une attention particulière aux aspects organisationnels de l'intervention. Nous consacrons donc les deux dernières sections de cette conclu-

[132] Cf. également Mermet *et al.*, 2014.

sion à deux enjeux organisationnels dont l'importance est particulièrement mise en lumière par les travaux rassemblés ici : l'importance du ou des acteurs qui porte(nt) la préoccupation environnementale, et celle des enjeux organisationnels internes aux agences d'aide au développement.

Le rôle clé des acteurs qui portent les préoccupations de biodiversité face aux autres acteurs et préoccupations

Des deux premiers enseignements que nous venons de proposer, il ressort que l'efficacité de l'action en faveur de la biodiversité se joue dans des tensions entre environnement et développement, entre politique générale des agences d'aide au développement et dépendance au terrain. Ces tensions se présentent de façon complexe et spécifique à l'occasion de chaque dossier. Pour être traitées de manière efficace en faveur de l'environnement, elles demandent à être abordées de manière stratégique dans un espace de décision sans cesse négocié.

Dès lors qu'une préoccupation se joue dans une suite complexe et incertaine de négociations, le fait de savoir qui porte cette préoccupation face aux autres acteurs des négociations, face aux autres préoccupations qui y sont défendues, devient un facteur essentiel de la compréhension et de la conduite de l'action. Quel est l'(ou quels sont les) acteur(s) dont la promotion de cette préoccupation constitue l'investissement central dans la négociation ? Comment est-il (sont-ils) organisé(s) ? De quels moyens dispose(nt)-il(s) ? Quelle est sa (leur) place dans le jeu d'acteurs ? Quelles stratégies sui(ven)t-il(s), ou pourrai(en)t-il(s) suivre ? Etc. Si l'on perd de vue ces questions, on risque de perdre de vue, dans l'analyse et l'action, des préoccupations qui, non ou insuffisamment portées, ont toute chance de se perdre dans les sables.

Il en va bien ainsi pour la biodiversité. Toute stratégie réaliste en faveur de la biodiversité passe par une attention particulière accordée (dans l'analyse comme dans l'action) à ceux des acteurs qui, sur les multiples scènes où se jouent l'environnement et le développement, font de la biodiversité leur préoccupation centrale. Pour être plus précis, à des acteurs qui ne subordonnent pas de leur propre initiative leur préoccupation en matière de biodiversité à une autre, se font les porte-paroles du point de vue de la biodiversité dans les négociations et organisant leur action de façon à lui donner la meilleure chance possible d'être efficacement reprise dans les résultats des tractations et négociations qui donnent forme à l'action de développement.

Un premier exemple en est donné ici par la recherche de Belna (chapitre 3.3) sur la manière dont les questions de biodiversité sont prises en compte dans la mise en œuvre du FPCF, un fonds qui finance des mesures de politique forestière^[133]. Ce dispositif est motivé essentiellement par la lutte contre le changement climatique, mais des objectifs de biodiversité lui sont aussi assignés, très logiquement si l'on considère l'enjeu essentiel que constitue, pour la biodiversité, la lutte contre la déforestation et la politique forestière. La mise en œuvre du fonds est supervisée par un comité des participants, une instance multilatérale où siègent principalement des représentants de pays participant au dispositif. Elle est administrée par la Banque mondiale, qui assure le secrétariat du comité et la mise en œuvre des soutiens financiers décidés par le comité. Or ce que montre l'analyse détaillée du fonctionnement de ce dispositif, c'est qu'à chaque étape de sa mise en œuvre, des forces importantes poussent pour éluder les enjeux et les engagements de biodiversité (pour affaiblir par exemple les critères en la matière, pour faire accepter des études insuffisantes ou des programmes d'action aux impacts très négatifs pour la biodiversité). Si, dans la mise en œuvre du FPCF, les enjeux de biodiversité ne sont finalement pas entièrement évacués, ou édulcorés au-delà de toute pertinence, c'est grâce au fait qu'à chaque étape, à chaque réunion, à l'occasion de chaque étude, de chaque évaluation, quelques acteurs spécialisés dans la défense de la biodiversité (ici, essentiellement des ONG internationales) négocient âprement pour obtenir, souvent difficilement et de manière incomplète, une prise en charge effective des engagements concernant la biodiversité. En suivant les situations qu'ils affrontent, l'expertise et les stratégies qu'ils déploient, on mesure encore une fois la tension qui caractérise les relations entre la conservation de la biodiversité et les autres aspects de l'environnement et du développement, ainsi que le décalage entre les intentions internationales et la réalité des programmes d'action nationaux. Pour que la biodiversité ne soit pas simplement évacuée, on réalise la nécessité, d'avoir des acteurs dédiés, aux capacités suffisantes, actifs à tous les niveaux géographiques et à toutes les étapes de la conception et de la mise en œuvre de l'action.

On retrouve la même nécessité dans la recherche menée par Malleret-King et ses collègues sur la complémentarité des aires protégées au Kenya (chapitre 2.1)^[134]. Cette recherche portait plus spécifiquement sur la complémentarité entre les trois types d'aires protégées (publiques, privées et communautaires) qui constituent des outils essentiels de la protection des habitats naturels, notamment dans les pays du Sud. Traditionnellement, ces différents outils sont opposés dans des contro-

[133] Cf. également Belna, 2014 et Belna *et al.*, 2012.

[134] Cf. également Elliott *et al.*, 2014 et Leménager *et al.*, 2014.

verses où chacun essaie, sur un plan général, de déclarer la supériorité de l'un sur les autres en ne voulant voir que les avantages qu'il procure. En rupture avec ces affrontements répétitifs, cette recherche, ancrée sur le terrain, montre à quel point et de quelles manières ces outils sont complémentaires entre eux, aucun ne pouvant se substituer aux autres et chacun renforçant la mise en œuvre des autres. Mais surtout dans cette complémentarité, ce sont les forces et faiblesses respectives des acteurs porteurs de ces outils qui jouent le rôle principal (par exemple, la légitimité sociale locale des communautés et la souplesse de leur action sur le terrain sont complémentaires à la durabilité de l'État et à sa capacité à définir et garantir l'application de règles, comme dans la lutte contre le braconnage ou l'usage illégal des terres). On pourrait écrire que les forces et faiblesses attribuées trop rapidement aux outils sont en fait les forces et faiblesses des acteurs qui les portent. Un autre point important mis en évidence par cette recherche est le fait que l'efficacité de la conservation de la biodiversité au Kenya repose sur l'existence et la force de la conservation de la biodiversité comme secteur d'activité à part entière. Les acteurs porteurs des projets dédiés à la conservation jouent à la fois chacun un rôle essentiel par lui-même et, comme pour les autres domaines d'intervention des agences d'aide au développement, leur inscription dans un secteur organisé de politique publique, ici la conservation de la biodiversité, contribue à leur lisibilité et à leur capacité à constituer pour les agences des interlocuteurs et partenaires efficaces.

On retrouve le rôle essentiel des acteurs porteurs de la préoccupation de biodiversité dans la recherche menée par Laurans et son équipe sur les paiements pour services environnementaux (chapitre 2.2) ^[135]. Dans la littérature économique, les payeurs des services environnementaux (PSE) sont des utilisateurs de ces services (par exemple, des consommateurs d'eau qui profitent de la capacité d'une zone humide à épurer les eaux ou à limiter le risque d'inondation) qui décident, parce que c'est leur intérêt, de payer d'autres acteurs grâce auxquels ces services sont « fournis » (dans notre exemple, des agriculteurs qui pratiquent des systèmes de production extensifs, garants du maintien des deux services environnementaux cités). Or de nombreuses études de cas, soit tirées de la littérature, soit effectuées dans le cadre de cette recherche, montrent que la situation est loin d'être aussi simple et directe. Les payeurs ne sont pas toujours les utilisateurs du service mais peuvent être, par exemple, les pouvoirs publics ou des tiers intéressés à la conservation de l'écosystème qui rend les services environnementaux sans en être pour autant des utilisateurs. Quelle que soit la situation d'ailleurs, en dehors d'une poignée de cas, l'acheteur des services environnementaux est une organisation mandatée

[135] Cf. également Laurans *et al.*, 2011.

par les demandeurs finaux (utilisateurs ou non) pour être porteuse de leur intérêt à la conservation (ou restauration) de l'écosystème concerné : une agence chargée de l'eau potable, une ONG environnementale, etc. Le PSE consiste à payer au nom d'une préoccupation environnementale, et cette préoccupation est portée par une organisation (ou une coalition) qui dans l'opération se dédie au portage de cette préoccupation (et du paiement qui va l'opérationnaliser). Mais ce n'est pas tout. Les mêmes études de cas montrent que loin de reposer sur une transaction directe entre « acheteur » et « fournisseur » du service environnemental, des intermédiaires jouent presque toujours un rôle très important dans la mise en place d'un PSE. La encore, il s'agit le plus souvent d'acteurs spécialisés dans l'action en faveur de la biodiversité (ou plus largement, de l'environnement).

Ces trois recherches confirment que, pour être efficaces du point de vue de la biodiversité, les outils dédiés à cet objectif (ici, fonds de lutte contre la déforestation, aires protégées, PSE) doivent être mis en œuvre par des acteurs à la fois clairement focalisés sur l'obtention de résultats tangibles sur la biodiversité et disposant de ressources (humaines, organisationnelles, financières, de compétence, etc.) adéquates. L'analyse critique de la « gestion durable des forêts » par Leroy et son équipe (chapitre 1.4)^[136] renforce la démonstration en montrant ce qu'il advient lorsque la présence ou l'influence de tels acteurs dédiés sont insuffisantes. Cette recherche montre que la doctrine de gestion durable des forêts a été essentiellement conçue et portée par les opérateurs du secteur forestier. Et lorsque l'analyse décortique en détail les principes, les préconisations, les propositions de mise en œuvre mis en avant par la littérature qui promeut la gestion durable des forêts, on constate que les questions de conservation sont ramenées essentiellement au maintien du couvert forestier et à la durabilité de la ressources forestière exploitable – soit les préoccupations traditionnelles du secteur forestier. À l'inverse, nombre de préoccupations essentielles du point de vue de la biodiversité (par exemple la faune, les forêts anciennes, les complémentarités entre aires protégées forestières et forêts exploitées, etc.) sont, pour l'essentiel, éludées alors qu'elles se trouveraient au cœur de stratégies d'intervention sur la gestion des forêts qui prendraient au sérieux les préoccupations de biodiversité.

Si nous insistons ici sur ces constats, c'est parce qu'ils constituent un point marquant des résultats de plusieurs recherches présentées ici alors même qu'elles portent sur des problématiques, des échelles d'action, des terrains très différents. Mais c'est également parce que, dans la littérature comme dans les débats d'opinion français

[136] Cf. également Leroy *et al.*, 2013.

sur l'environnement, le rôle des acteurs spécifiquement porteurs des préoccupations de biodiversité est très largement minoré, dénié, voire retourné en négatif dans une critique systématique de leur intervention. Or, les réticences et résistances à l'intervention de ces acteurs constituent un facteur important des difficultés à prendre le tournant environnemental sur les questions de biodiversité. À l'inverse, il ressort des travaux présentés ici que des agences d'aide au développement qui visent à amplifier leur action en faveur de la biodiversité, ont besoin d'intégrer comme une dimension essentielle de leur stratégie, le soutien aux acteurs porteurs des questions de biodiversité et au secteur dédié à la biodiversité. La recherche conduite par Guillet sur les enjeux stratégiques des relations entre agences d'aide au développement et ONG environnementales (ONGE) travaillant sur la biodiversité (chapitre 1.3)^[137] montre bien à ce propos la diversité et l'importance de ces relations, qu'elles soient de partenariat, de sous-traitance ou de dialogue critique. Ce dernier ressort comme étant un rôle essentiel des ONGE car il est l'un des plus sûrs et l'un des seuls moyens d'éloigner la tentation que nous avons dénoncée plus haut de balayer sous le tapis les antagonismes et les besoins d'arbitrage inhérents à de nombreux problèmes de biodiversité. Pour cette raison et pour de nombreuses autres, cette recherche souligne l'intérêt qu'il y aurait à les réorienter en partie et à les développer davantage pour accroître la capacité d'action des agences de développement dans le champ de la biodiversité, et pour les aider à surmonter certains blocages du tournant environnemental.

Ce souci d'identifier et de comprendre, dans les différents pays, secteurs et terrains d'intervention, quels sont les acteurs focalisés sur la biodiversité, porteurs potentiels de projets dédiés, participants essentiels pour intégrer vraiment la biodiversité dans des projets de développement alternatifs (de type production verte) ou bien pour assurer une limitation effective des impacts négatifs de projets classiques, constitue un enjeu essentiel de la stratégie biodiversité d'une agence publique de développement.^[138] Or, comme le détaillent les recherches dirigées par Mermet (chapitre 1.2), cela nécessite des analyses spécifiques s'agissant d'un domaine complexe, d'acteurs souvent fragiles, pris eux-mêmes dans des contextes d'action difficile. Un effort volontariste d'identification de ces acteurs et de partenariat est certainement un des leviers les plus essentiels pour approfondir l'implication actuelle des agences d'aide au développement dans le champ de la biodiversité.

[137] Cf. également Guillet et Leménager, 2013.

[138] Voir également Mermet, 1992 ; Mermet *et al.*, 2005 et Mermet, 2011.

Les enjeux organisationnels internes du tournant environnemental pour les agences d'aide au développement

Lorsqu'elle s'exprime d'un point de vue institutionnel sur ses engagements, sur sa politique générale, etc., une organisation respecte des procédures et des formes qui lui permettent de « parler d'une seule voix », comme si elle constituait une unité homogène de décision et d'action. Du point de vue de l'élaboration et de la mise en œuvre de la décision et de l'action, il en va en réalité tout autrement. Des décennies de recherches sur les organisations et sur la stratégie se sont penchées sur la structure et la dynamique des organisations. Elles ont produit de nombreuses grilles de lecture particulièrement éclairantes pour analyser la façon dont les organisations se différencient en plusieurs composantes et la façon dont ces composantes interagissent dans le concret pour construire des décisions et mettre en œuvre des actions. Dès lors que l'on s'intéresse aux questions de mise en œuvre des stratégies, que ce soit pour comprendre ou pour conduire l'action, il est essentiel de porter une attention à ces enjeux et processus qui concernent la vie interne des organisations. C'est ce que proposent les auteurs des recherches présentées ici. Cela va de soi pour les recherches qui étaient principalement centrées sur ces processus internes (chapitres 3.1., 3.4. et, dans une certaine mesure, chapitre 1.1). Mais c'est également le cas lorsque les travaux portaient sur des analyses de terrain. Plusieurs restent ainsi attentifs aux déterminants organisationnels d'ordre interne qui existent notamment au sein des agences publiques d'aide au développement : organisation des équipes d'intervention, répartition des rôles entre différentes parties de l'organisation, procédures et critères internes de gestion et d'évaluation, etc.

Un premier constat est que les tensions structurantes de l'action des agences d'aide au développement sont traduites dans leur structure et leur dynamique organisationnelle. La tension entre environnement et développement est prise en charge par l'inscription assez complexe des responsabilités environnementales dans l'organigramme, par des composantes dédiées, des règles et procédures, que l'on voit en jeu et dont on peut mesurer l'importance en pratique (Leménager *et al.*, 2012). Belna (chapitre 3.3) montre par exemple à quel point les sauvegardes sociales et environnementales de la Banque mondiale ont joué un rôle pivot dans les négociations pour ne pas évacuer la biodiversité de la mise en œuvre du FPCF. De la même manière, la distance entre la politique générale d'aide au développement et les contingences du terrain est inscrite dans l'organisation matricielle des agences d'aide au développement (décrite au chapitre 3.1) qui distingue par exemple des directions géographiques et des directions sectorielles d'intervention avec le support d'unités plus transversales. Les détails de la mise en place concrète de ces structures et de

leur fonctionnement sont déterminants pour comprendre et améliorer le degré, la qualité, le contenu, de la prise en charge des problèmes de biodiversité. Ils doivent alors faire l'objet de toutes les attentions dans l'analyse et dans la conduite des stratégies d'une agence d'aide au développement en matière de biodiversité.

La recherche menée par Laurans et Haddad (chapitre 3.1)^[139] en illustre l'intérêt. Elle a porté sur l'utilisation de l'évaluation monétaire des services environnementaux (ESE) rendus par la biodiversité au sein des agences d'aide au développement : dans quelle mesure les ESE sont-elles aujourd'hui utilisées ? Dans quelle mesure et de quelle manière pourraient-elles l'être davantage ? Elle montre que l'utilisation principale prévue par la théorie économique, à savoir aider un centre de décision à peser les coûts et avantages des différentes options d'action entre lesquelles il faut décider, n'est dans les faits jamais constatée. Cette utilisation imaginée est en effet en profonde contradiction avec les procédures et processus réels, au demeurant très élaborés, par lesquels la décision est prise dans les agences publiques d'aide au développement. Dans ces procédures, comme le font d'ailleurs les évaluations coût-avantage en général, l'ESE ne peut jouer qu'un rôle de garantie formelle dans les dernières étapes des processus de décision. Il est donc peu plausible que des utilisations de l'ESE pour des arbitrages décisifs se développent dans les années à venir. En revanche, si l'on se base sur les caractéristiques fondamentales de ces évaluations monétaires (notamment le fait qu'elles fournissent un travail important d'identification des enjeux biodiversité, et le fait qu'elles reposent sur une part irréductible de choix subjectifs d'interprétation sous-jacents aux choix de méthode et de calcul) et sur la dynamique réelle de la décision au sein des agences d'aide au développement, les auteurs nous montrent que des utilisations nouvelles des ESE seraient possibles. Ils montrent notamment leur rôle possible de contribution aux débats d'idée au sein des agences de développement, soit en ce qui concerne les stratégies générales, soit dans les phases les plus amont de la mise en place de projets, où un chiffrage détaillé n'est ni possible ni pertinent, mais où la discussion entre des plaidoyers contradictoires sur la pertinence, la viabilité, l'acceptabilité sociale et politiques d'un projet conditionne le début d'instruction d'un projet. Une fois la procédure d'instruction de projet engagée, il ressort en effet qu'il est très rare que la décision puisse être profondément modifiée. C'est d'ailleurs pourquoi de multiples étapes d'évaluations au sein de la procédure d'instruction du projet jouent en réalité un rôle essentiellement formel dont on peut attendre un effet améliorateur indirect sur les décisions prises mais pas d'effet direct.

[139] Voir également Haddad (2011), Laurans *et al.* (2013) et Laurans et Mermet (2013).

Un autre exemple de l'attention à porter à l'organisation interne est donné par le chapitre 3.4 sur la comptabilisation des dépenses de l'AFD en matière de biodiversité. En suivant l'histoire de la mise en place progressive de la méthode de comptabilisation actuellement suivie, on peut observer comment les choix méthodologiques qui déterminent les résultats résultent en même temps de raisonnements de méthodes et de négociations internes. Si bien qu'au final, il est juste d'affirmer que l'effort de comptabilisation de la dépense est un outil d'animation et de stabilisation des négociations intra-organisationnelles^[140] au sujet de l'action pour la biodiversité. Il est tout aussi vrai, réciproquement, que les négociations internes représentent un passage obligé pour mettre en œuvre techniquement, par des tableaux comptables, l'engagement politique de rendre public le montant des dépenses en faveur de la biodiversité. On trouve là une démonstration frappante du principe annoncé dans l'introduction de l'ouvrage comme étant son fil conducteur : si elle doit aboutir, l'action pour la biodiversité doit non seulement reposer sur des raisonnements pertinents d'un point de vue à la fois scientifique, technique et financier, mais aussi sur le plan des jeux politiques (internes et externes à toute agence d'aide au développement) et des fonctionnements réels des organisations impliquées. Ce n'est pas en essayant de s'affranchir de l'une ou l'autre de ces dimensions que l'on pourra progresser dans l'action pour la biodiversité, mais au contraire en n'en perdant aucune de vue, et notamment pas les enjeux d'organisation interne des agences d'aide au développement qui s'engagent ou souhaitent s'engager dans le tournant environnemental.

Soulignons encore l'un des aspects de ces enjeux internes d'organisation abordés dans l'ouvrage : le poids des critères d'évaluation interne de la performance sur le développement des projets et des innovations en matière de biodiversité. Les projets en faveur de la biodiversité sont souvent de relativement faible poids financier et leur succès repose de manière me semble plus facile à lire s'appuyer sur des processus de négociation et de concertation qui nécessitent beaucoup de temps. Toute la littérature sur l'action en matière de biodiversité, de concertation, de participation des populations locales à la conservation, etc., insiste sur cet aspect : il faut donner du temps au changement. Or, ces données pratiques essentielles entrent en contradiction avec des critères internes d'évaluation des managers et des chargés de projet des agences d'aide au développement : dans ces critères, le fait d'assurer des engagements financiers (signature de contrat) puis des décaissements dans le cadre d'un calendrier relativement court, ou tout du moins prévu, occupe une place centrale. À l'inverse,

[140] L'exercice anime et stabilise évidemment aussi les négociations inter-organisationnelles, par exemple entre l'agence de développement et ses tutelles gouvernementales ou avec les ONG environnementales, mais cet aspect développé au chapitre 3.4 dépasse le cadre du présent chapitre transversal.

des projets qui passent par des phases longues de négociation avant signature d'un accord financier et par des décaissements retardés par des processus au calendrier difficilement maîtrisable débouchent sur une évaluation qui peut pénaliser les responsables de ces projets et leurs managers. Il y a là une incitation inverse au développement des innovations pour la biodiversité. Elle est ressortie dans les entretiens conduits au siège de l'AFD, par exemple, dans le cadre de la recherche conduite par Ahmim-Richard (chapitre 1.1). On la retrouve aussi dans la recherche menée par Krichewsky sur les lignes de crédit environnementales en l'Égypte (chapitre 2.2). Dans ce cas, l'efficacité environnementale a été obtenue par des positions fermes de l'équipe technique du projet pour garantir que les financements débouchent sur de vrais bénéfices environnementaux. Ces négociations ont parfois exigé des délais dans les négociations en amont de la signature de contrats et également dans les décaissements. Ces délais ont fait l'objet de négociations avec les agences de développement qui financent la ligne de crédit pour obtenir une certaine flexibilité dans leurs décisions. Lors des évaluations internes à l'AFD, les chefs de projet ont mis en avant le résultat environnemental du projet et le développement d'un outil prometteur dans une géographie compliquée pour contrebalancer le retard pris sur les seuls critères d'engagement et de décaissement.

Il est d'autant plus important d'analyser et de discuter de manière explicite les enjeux organisationnels internes que leur grande influence sur les décisions et l'action se joue souvent de manière implicite et discrète en orientant silencieusement les décisions et actions des agents qui sont en charge de piloter et de mettre en œuvre la stratégie pour la biodiversité. Il ne s'agit pas bien sûr de procéder à une analyse sauvage, à un grand déballage critique qui serait contre-productif. Mais pour franchir des étapes dans le changement, pour engager plus franchement le tournant environnemental, il faut trouver – c'est le quatrième enseignement que nous voulions souligner dans ce texte conclusif – les moyens de dépasser (on pourrait écrire aussi « déplacer ») l'implicite et la routine par des discussions à la fois incisives et respectueuses, ambitieuses et diplomates.

La réflexion sur le type d'organisation interne des agences d'aide au développement qui favorise l'action en matière de biodiversité peut s'appuyer sur les trois autres enseignements tirés des travaux présentés dans l'ouvrage et présentés ci-avant.

- (1) Le *design* et le fonctionnement organisationnels internes sont à envisager du point de vue de leur capacité à faire travailler et gérer au mieux les tensions entre environnement et développement de manière à les faire déboucher sur des arbitrages avisés et sur des actions les plus constructives et les plus ambitieuses possibles en matière de biodiversité.

- (2) Après les grands efforts réalisés depuis deux ou trois décennies pour développer les capacités à prendre en charge la biodiversité dans les directions et les services supports des agences de développement, il est maintenant souhaitable de diriger l'attention vers la manière dont les dossiers biodiversité sont portés au niveau du terrain, dans le portage opérationnel des projets, qu'ils soient ou non dédiés, et dans les directions géographiques des agences d'aide au développement.
- (3) Bien entendu, les acteurs internes qui portent les préoccupations de biodiversité au sein de l'organisation jouent des rôles essentiels. Ils constituent une ressource clé pour le tournant environnemental et toute stratégie réaliste dans cette direction suppose de leur consacrer une attention et un soutien particuliers.

Conclusion

Pour conclure, au-delà des quatre enseignements autour desquels nous avons choisi de centrer ce texte conclusif et que nous venons de développer, nous voudrions revenir sur les principes directeurs qui ont motivé, orienté et rassemblé les recherches présentées dans l'ouvrage. Leurs résultats sont à nos yeux d'une grande richesse : retours de terrain détaillés et éclairants (chapitres 1.5, 2.1 et 2.2 en particulier), clarifications salutaires de notions ou doctrines ambiguës ou illusoire (chapitres 1.4, 1.5 et 3.2 en particulier), prises concrètes données sur l'utilisabilité et le potentiel d'action réels des outils innovants de l'action pour la biodiversité (chapitres 2.3, 2.4 et 3.1 par exemple), grilles de lecture, observations et analyses pour alimenter la réflexion sur la stratégie générale des agences publique de financement de l'aide au développement en faveur de la biodiversité (chapitres 1.1, 1.2, 1.3, 3.3 et 3.4). Il nous semble que ces résultats incitent à poursuivre les recherches dans les directions ouvertes ici, à les amplifier au-delà des approches exploratoires qu'ont tentées certaines de ces recherches, à multiplier les études de cas dans les domaines où une prise de connaissance plus systématique et concrète des terrains est nécessaire au changement d'échelle dans l'action. Au point où nous sommes aujourd'hui en matière de biodiversité, à savoir face à un tournant environnemental bien amorcé notamment par les agences de développement mais pas encore assez franchement engagé, il importe de déplacer l'attention depuis les enjeux généraux de principe (engagements, doctrines, types d'outils) et de la diriger vers là où se jouent désormais concrètement la biodiversité et le développement : sur les terrains de l'action, dans la mise en œuvre des engagements, des doctrines et des outils et dans leur confrontation au réel.

Bibliographie

AHMIM RICHARD, A. (2010), « Une analyse des rapports dialectiques entre environnement et développement. Quelles implications pour l'Agence Française de Développement ? », Mémoire de Master Economie du développement durable, de l'environnement et de l'énergie, AgroParisTech, Paris.

BELNA, K. (2014), « D'évaluations en négociations et de négociations en évaluations, quelle efficacité vis-à-vis de la protection de la biodiversité ? Une analyse du Fonds de partenariat pour le carbone forestier (FPCF) », thèse de doctorat ParisTech, Paris.

BELNA, K., L. MERMET et T. LEMÉNAGER (2012), « Évaluer l'efficacité de politiques et programmes environnementaux : quel cadrage méthodologique proposer ? Le cas du Fonds de partenariat pour le carbone forestier », *Ex Post*, n° 5, AFD, Paris, <http://www.afd.fr/webdav/site/afd/shared/PUBLICATIONS/RECHERCHE/Evaluations/Notes-methodologiques/05-notes-methodologiques.pdf>

BENNETT, G. (1992), *Dilemmas: Coping with Environmental Problems*, Earthscan Publications

BOLTANSKI, L. et L. THÉVENOT (1991), *De la justification, les économies de la grandeur*, Gallimard, Paris.

BRUNEL, S. et J.R. PITTE. (2010), *Le ciel ne va pas nous tomber sur la tête*, J.C. Lattès, Paris.

ELIOTT, J., H. GIBBONS, D. MALLERET-KING, A. KING et T. LEMÉNAGER (2014), "Exploring Environmental Complementarity between Types of Protected Areas in Kenya", *Focales*, n° 19, AFD, Paris, <http://www.afd.fr/webdav/site/afd/shared/PUBLICATIONS/RECHERCHE/Scientifiques/Focales/19-VA-Focales.pdf>

EHRENSTEIN, V. et T. LEMÉNAGER (2015), « L'agroécologie et son potentiel environnemental en Zambie : de l'utilité d'une réflexion sociotechnique pour l'aide au développement », *Document de travail*, n° 143, AFD, Paris.

GUILLET, F et T. LEMÉNAGER (2013), *ONG d'environnement et bailleurs de l'aide publique au développement : un partenariat en débat*, AFD, Paris, <http://www.afd.fr/webdav/site/afd/shared/PUBLICATIONS/RECHERCHE/Scientifiques/Serie-grise/ONG-environnement-bailleur-apd.pdf>

HADDAD, A. (2011), « L'utilisation de l'évaluation économique pour la décision des bailleurs de fonds de l'aide publique au développement, dans le domaine de l'environnement et de la biodiversité », mémoire de Master économie du développement durable, de l'environnement et de l'énergie, AgroParisTech, Paris.

KRICHEWSKY, D. et T. LEMÉNAGER (2015), « Ressorts, contributions et limites de la finance "verte" comme outil de l'aide environnementale : le cas d'une ligne de crédit en Égypte », *Notes Techniques*, n° 21, AFD, Paris.

LAURANS, Y. et L. MERMET (2013), "Ecosystem Services Economic Valuation, Decision-Support System or Advocacy?", *Ecosystem Services*, 7, 98-105.

LAURANS, Y., A. RANKOVIC, R. BILLÉ, R. PIRARD et L. MERMET (2013), "Use of Ecosystem Services Valuation for Decision Making: Questioning a Literature Blindspot", *Journal of Environmental Management*, 119(15).

LAURANS, Y, S. AOUUID et T. LEMÉNAGER (2011), « Les paiements pour services environnementaux – De la théorie à la pratique, quelles perspectives pour les pays en développement ? », *A Savoir*, n°7, AFD, Paris, <http://www.afd.fr/webdav/site/afd/shared/PUBLICATIONS/RECHERCHE/Scientifiques/A-savoir/07-A-Savoir.pdf>

LEMÉNAGER, T., A. AHMIN-RICHARD et L. MERMET (2012), « *Les organisations publiques d'aide au développement et la dialectique environnement-développement* », [Vertigo] – la revue électronique en sciences de l'environnement, Volume 12, Numéro 1, <http://vertigo.revues.org/12145>, DOI : 10.4000/vertigo.12145

LEMÉNAGER, T., D. MALLERET-KING, J. ELIOTT, H. GIBBONS et A. KING (2014), "Greater than the Sum of their Parts: Exploring the Environmental Complementarity of State, Private and Community Protected Areas", *Global Ecology and Conservation*, vol. 2, pp. 238-247, <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2351989414000456>

LEROY, M., G. DERROIRE, J. VENDE J. et T. LEMENAGER (2013), « La gestion durable des forêts tropicales, de l'analyse critique du concept à l'évaluation environnementale des dispositifs de gestion », *A Savoir*, n° 18, AFD, Paris, <http://www.afd.fr/webdav/site/afd/shared/PUBLICATIONS/RECHERCHE/Scientifiques/A-savoir/18-A-Savoir.pdf>

MERMET, L. (2011), "Strategic Environmental Management Analysis: Addressing the Blind Spots of Collaborative Approaches", *Pour le débat*, Iddri-Sciences Po, 5 (31), Paris.

MERMET, L. (1992), *Stratégies pour la gestion de l'environnement, La nature comme jeu de société ?* L'Harmattan, Paris.

MERMET, L., Y. LAURANS et T. LEMÉNAGER (2014), "Tools for what Trade? Analysing the Utilisation of Economic Instruments and Valuations in Biodiversity Management", *A Savoir*, n° 25, AFD, Paris, <http://www.afd.fr/webdav/site/afd/shared/PUBLICATIONS/RECHERCHE/Scientifiques/A-savoir/25-VA-A-Savoir.pdf>

MERMET, L., R. BILLÉ, M. LEROY, J.B. NARCY et X. POUX (2005), « L'analyse stratégique de la gestion environnementale : un cadre théorique pour penser l'efficacité en matière d'environnement », *Natures, Sciences, Sociétés*, 13(2).

Présentation des auteurs

Présentation des auteurs

Aurélie AHMIM-RICHARD

Aurélie Ahmim-Richard est ingénieur agronome, spécialisée en économie de l'environnement. Elle a rejoint l'AFD en 2010. Après avoir mené la recherche présentée dans cet ouvrage, elle a rejoint l'agence du Gabon sur les questions de gestion forestière durable. Depuis fin 2013, elle travaille au sein du département des Opérations à Paris et plus précisément au sein du pôle Institutions financières et appui au secteur privé. Elle y instruit des projets de renforcement des petites et moyennes entreprises au Sud, à travers la structuration de filières de produits naturels ou agricoles (mise en place de démarches qualités et certifications, compétitivité, accès aux marchés, appui à la gestion durable des ressources...).

Karine BELNA

Karine Belna a une formation d'ingénieur agronome et d'ingénieur des eaux et forêts. Entre 2009 et 2014, elle réalise une thèse de doctorat en sciences de l'environnement, au Centre international de recherche sur l'environnement et le développement (Cired), sur le thème de la déforestation des forêts tropicales et du changement climatique. En 2013, elle rejoint le ministère français en charge de l'Agriculture, où elle est chargée de la stratégie environnementale dans les travaux européens et internationaux.

Raphaël BILLÉ

Raphaël Billé est docteur en gestion de l'environnement. Il coordonne le projet Resccue (*Restoration of Ecosystem Services against Climate Change Unfavourable Effects*) au secrétariat de la Communauté du Pacifique (CPS) à Nouméa. Avant de rejoindre la CPS en janvier 2014, il a dirigé pendant sept ans les programmes biodiversité et adaptation au changement climatique (financés par l'AFD et le FFEM) de l'Institut du développement durable et des relations internationales (Iddri).

Géraldine DERROIRE

Géraldine Derroire est écologue, spécialisée sur les forêts tropicales, et a une formation initiale d'ingénieur forestier. Elle a travaillé plusieurs années sur les écosystèmes insulaires dans les territoires français d'Outre-mer et a aussi été membre de l'équipe du groupe de recherche et de formation « Gestion environnementale des écosystèmes et forêts tropicales » d'AgroParisTech. Elle prépare actuellement un doctorat sur la succession secondaire et la restauration écologique des forêts tropicales sèches du Costa Rica à l'université de Bangor au Royaume-Uni.

Véra EHRENSTEIN

Véra Ehrenstein travaille au département de Sociologie de Goldsmiths University of London, où elle enquête sur l'Alliance GAVI et le marché des vaccins pour les pays en développement. Elle a soutenu sa thèse en 2014 intitulée « Géopolitique du carbone. L'action internationale pour le climat aux prises avec la déforestation tropicale », effectuée au Centre de sociologie de l'innovation (CSI) de l'École des Mines de Paris. Son travail porte sur l'action collective face aux problèmes dits globaux.

Joanna ELLIOTT

Joanna Elliott est directrice senior de *Fauna & Flora International*, basée à Cambridge (Royaume-Uni). Titulaire d'un master d'économie de l'université de Cambridge et d'un MBA de la *London Business School*, elle a commencé sa carrière professionnelle dans la banque et le conseil en stratégie avant de se spécialiser en économie de l'environnement, analyse des entreprises et des politiques publiques ; elle a travaillé en tant que consultante auprès de la Banque mondiale, du ministère du Développement international britannique (DFID) et d'USAID. Elle possède une expérience approfondie des questions de conservation de la biodiversité africaine et a exercé les fonctions de vice-présidente, chargée de la conception des programmes pour l'*African Wildlife Foundation* à Nairobi avant de rejoindre *Fauna & Flora International*, en s'attachant à approfondir la compréhension que nous avons des liens existant entre biodiversité et pauvreté.

Helen GIBBONS

Helen Gibbons a commencé à travailler dans la région du Masai Mara dans le sud-ouest du Kenya en 2001, en tant que directrice de *Friends of Conservation*, une ONG spécialisée dans l'écosystème de la Mara et ses communautés. Depuis, elle a continué à exercer dans le domaine de l'environnement et de la conservation en travaillant pour diverses ONG internationales et africaines, de *Greenpeace* au *Kenya Wildlife Trust*. Après quelques années passées hors d'Afrique, pendant lesquelles elle a approfondi son expérience et développé ses compétences, Helen est retournée au Kenya en 2011 pour poursuivre son travail dans le domaine de la conservation, effectuant plusieurs missions de conseil relatives aux aires protégées, notamment dans la région du Masai Mara. Elle a récemment pris la direction générale de la *Masai Mara Wildlife Conservancies Association*, notamment pour faire avancer ses constats et ses recherches dans l'étude de cas de l'aire protégée du Masai Mara.

Fanny GUILLET

Fanny Guillet est chercheuse contractuelle au Centre d'écologie et des sciences de la conservation (Cesco) du Muséum national d'histoire naturelle depuis 2011. Elle est titulaire d'une thèse soutenue en 2011 sur les stratégies des ONG de conservation de la nature. Ses travaux s'inscrivent dans le champ de la stratégie et de la sociologie de l'action collective sur les questions de prise en charge de la biodiversité. Plus récemment, ses travaux ont évolué vers la confrontation des actions environnementales vis-à-vis de la dynamique du développement (développement international, développement territorial et politiques de compensation écologique face aux projets d'aménagement).

Alexander HADDAD

Alexander Haddad est ingénieur agronome, avec une double spécialisation en économie de l'environnement et en politique du développement. Il est actuellement coordinateur de projets de coopération technique en Afrique et Proche-Orient à l'institut fédéral allemand de métrologie (PTB). Auparavant, il a mené des travaux en 2011 en collaboration avec l'Iddri en France, et a travaillé au siège régional de la Commission économique et sociale de l'ONU à Beyrouth, au sein de l'équipe dédiée à la coordination de la mise en œuvre des décisions du sommet Rio+20 dans le monde arabe.

Delphine MALLERET-KING

Delphine Malleret-King a étudié l'économie du développement en France avant de suivre un troisième cycle dans le domaine de la gestion côtière au Royaume-Uni. Sa thèse de doctorat s'est intéressée aux impacts socioéconomiques des aires protégées marines, plus particulièrement sous l'angle de la sécurité alimentaire dans le contexte des pêcheries des récifs tropicaux. Forte de dix-sept ans d'expérience en tant que socioéconomiste et écologiste professionnelle, elle travaille au Kenya à Laikipia depuis 2005. Elle a travaillé dans toute l'Afrique en tant que consultante indépendante, spécialiste de la gestion des ressources naturelles, de la conservation marine et terrestre, de la participation locale, et de la surveillance des impacts socioéconomiques pour les organisations locales, nationales et internationales. En 2014, elle a rejoint la *Long Run Initiative*, soutenant le secteur privé pour contribuer au mouvement mondial pour le développement durable.

Damien KRICHEWSKY

Sociologue, spécialiste de la responsabilité sociale d'entreprise (RSE) et de la gouvernance environnementale, Damien Krichewsky est enseignant-chercheur au *Forum Internationale Wissenschaft* (Université de Bonn). Ses travaux, qui portent notamment sur le cas indien, analysent comment le phénomène de la RSE renforce les capacités des grandes entreprises à contrôler les dynamiques sous-jacentes aux régulations politiques de leurs activités, que ce soit au niveau organisationnel des entreprises, dans les arènes de production de politiques publiques de régulation, ou comme acteurs à part entière de dispositifs publics-privés de gouvernance. Il est également chercheur associé au Centre de sociologie des organisations (Sciences Po-CNRS), au Centre d'études de l'Inde et de l'Asie du Sud (EHESS-CNRS) et au Centre de sciences humaines à New Delhi (MAE-CNRS).

Yann LAURANS

Yann Laurans est économiste de l'environnement, spécialiste de l'eau et de la biodiversité. À titre personnel, il est chercheur associé à l'Iddri/Sciences Po. Il travaille sur l'utilisation de l'analyse économique pour la décision dans le domaine de l'environnement, et plus particulièrement de la biodiversité.

Tiphaine LEMÉNAGER

Tiphaine Leménager est ingénieur agronome et docteur en gestion de l'environnement. Préoccupée par l'articulation des problématiques de développement et de préservation de l'environnement, elle a rejoint l'AFD début 2008. De 2009 à 2014, elle a construit et dirigé le programme de recherche de l'agence consacré à la biodiversité. Dans ce cadre, elle a mené de nombreux travaux visant à favoriser une meilleure prise en charge de l'environnement dans les modèles de développement. Plusieurs de ces travaux sont rapportés au sein du présent ouvrage.

Maya LEROY

Maya Leroy est enseignant-chercheur à AgroParisTech. Elle enseigne les sciences de gestion appliquées à la gestion de l'environnement. Elle est responsable du groupe de recherche et de formation « Gestion environnementale des écosystèmes et forêts tropicales » et dirige le master du même nom. Elle est également co-responsable du groupe « Alter-management, mondialisation et écologie » – Montpellier recherche en management (MRM).

Laurent MERMET

Laurent Mermet est professeur de gestion environnementale à AgroParisTech et chercheur au Cesco du Muséum national d'histoire naturelle. Sa recherche et ses enseignements portent sur la gestion stratégique dans le domaine de l'environnement. La question-clé est de savoir qui peut agir et comment pour traiter les problèmes écologiques. Dans ce domaine, il développe avec son équipe une approche d'analyse stratégique de la gestion environnementale de l'action publique comme au sein des organisations.

Jérémy VENDE

Jérémy Vende est diplômé du mastère spécialisé « Forêt nature société » proposé par le centre AgroParisTech de Montpellier. Il est aujourd'hui consultant spécialiste des problématiques de développement durable, et plus directement des questions forestières en milieu tropical. Il participe à divers projets pédagogiques et de recherche en collaboration avec le groupe de recherche et de formation « Gestion environnementale des écosystèmes et forêts tropicales ».

Liste des sigles et abréviations

Liste des sigles et abréviations

AB	Agriculture biologique
AC	Agriculture de conservation
ACB	Analyses coûts-bénéfices
AFD	Agence Française de Développement
AGRA	<i>Alliance for a Green Revolution in Africa</i>
AP	Aire protégée
APD	Aide publique au développement
ASGE	Analyse stratégique de la gestion environnementale
AWF	<i>African Wildlife Foundation</i>
BEI	Banque européenne d'investissement
BIAD	Banque interaméricaine de développement
CAD	Comité d'aide au développement
CAS	Centre d'analyse stratégique
CDB	Convention sur la diversité biologique
CDM	Commission sur le développement durable
CEO	<i>Camp Extensionist Officer</i>
CESCO	Centre des sciences de la conservation
COP	Conférence des parties
CSD	Commission sur le développement durable
CSO	Centre de sociologie des organisations

CFU	<i>Conservation Farming Unit</i>
CI	<i>Conservation International</i>
CIB	<i>Commercial International Bank</i>
CIFOR	<i>Center for International Forestry Research</i>
CIRAD	Centre de coopération internationale de recherche agronomique pour le développement
CONAFOR	<i>Comision National Forestal</i>
COP	Conférences des parties
DFID	<i>Department for International Development</i>
EEAA	<i>Egyptian Environmental Affairs Agency</i>
EES	Évaluation environnementale stratégique
EESÉ	Évaluation économique des services écosystémiques
EFI	Exploitation forestière à faible impact
EIE	Étude d'impact environnementale
EPAP	<i>Egyptian Pollution Abatement Project</i>
ERR	<i>Economic Rate of Return</i>
ESE	Évaluation monétaire des services environnementaux
FEM	Fonds pour l'environnement mondial
FFEM	Fonds français pour l'environnement mondial
FINNIDA	<i>Finnish International Development Agency</i>
FCPF	<i>Forest Carbon Partnership Facility</i>
FISP	<i>Fertilizer Input Support Programme</i>
FRA	<i>Food Reserve Agency</i>
GEEFT	Unité l'unité gestion environnementale des écosystèmes et forêts tropicales
GEF	<i>Global Environment Facility</i>

GDF	Gestion durable des forêts
IAPRI	<i>Indaba Agriculture Research Policy Research Institute</i>
IDDRI	Institut du développement durable et des relations internationales
IIED	<i>International Institute for Environment and Development</i>
INRA	Institut national de la recherche agronomique
JICA	<i>Japan International Cooperation Agency</i>
KfW	<i>Kreditanstalt für Wiederaufbau</i>
KTC	<i>Kasisi Training Center</i>
KWS	<i>Kenya Wildlife Service</i>
LCE	Ligne de crédit environnementale
LWF	<i>Laikipia Wildlife Forum</i>
MAE	Ministère des Affaires étrangères
MDP	Mécanisme de développement propre
MEA	<i>Millennium Ecosystem Assessment</i>
NBE	<i>National Bank of Egypt</i>
NSBG	<i>National Société Générale Bank</i>
NPV	<i>Net Present Value</i>
OAD	Organisations de l'aide au développement
OCDE	Organisation de coopération et de développement économiques
OEB	Outils économiques pour la biodiversité
OGM	Organismes génétiquement modifiés
OIBT	Organisation internationale des bois tropicaux
OMD	Objectifs du Millénaire pour le développement
ONG	Organisation non gouvernementale
ONGE	Organisation non gouvernementale d'environnement

ONU	Organisation des Nations unies
OPPAZ	<i>Organic Producer and Processor Association of Zambia</i>
PC&I	Principes, critères et indicateurs
PFN	Programme forestier national
PIB	Produit intérieur brut
PNUE	Programme des Nations unies pour l'environnement
PSE	Paiements pour services environnementaux
RSE	Responsabilité sociale et environnementale
SE	Service environnemental
TRI	Taux de rentabilité interne économique
UE	Union européenne
UGP	Unité de gestion du projet
UICN	Union internationale pour la conservation de la nature
UN	<i>United Nations</i>
UNESCO	Organisation des Nations unies pour l'éducation, la science et la culture
USD	Dollar américain
VAN	Valeur actuelle nette
WCS	<i>Wildlife Society for Conservation</i>
WWF	<i>World Wildlife Fund</i>
ZNFU	<i>Zambian National Farming Unit</i>

Qu'est-ce que l'AFD ?

Institution financière publique, l'Agence Française de Développement (AFD) agit depuis plus de soixante-dix ans pour combattre la pauvreté et favoriser le développement durable dans les pays du Sud et dans les Outre-mer. Elle met en œuvre la politique définie par le Gouvernement français.

Présente sur quatre continents où elle dispose d'un réseau de 71 agences et bureaux de représentation, dont 9 dans les Outre-mer et 1 à Bruxelles, l'AFD finance et accompagne des projets qui améliorent les conditions de vie des populations, soutiennent la croissance économique et protègent la planète.

En 2013, l'AFD a consacré 7,8 milliards d'euros au financement de projets dans les pays en développement et en faveur des Outre-mer. Ils contribueront notamment à la scolarisation d'enfants, à l'amélioration de la santé maternelle, à la promotion de l'égalité entre les femmes et les hommes, à l'appui aux agriculteurs et aux petites entreprises, au renforcement de l'accès à l'eau, à l'énergie et aux transports. Les nouveaux projets financés contribueront également à lutter contre le dérèglement climatique, en permettant notamment d'économiser 3,3 millions de tonnes d'équivalent CO₂ par an.

www.afd.fr

Développement et biodiversité : comment négocier le tournant environnemental ?

Les gouvernements et la communauté internationale ont pris des engagements pour enrayer l'érosion de la biodiversité. Rien n'indique cependant que nous soyons en passe de réussir à la stopper, ni même à la freiner nettement. Le défi ne consiste plus à identifier le problème, à comprendre ses causes, ses conséquences, ni même à décider en principe qu'il faut agir pour le résoudre. Il porte maintenant sur un changement d'ordre de grandeur de l'effort à réaliser, sur la nécessité de réorienter clairement les secteurs d'activité qui aujourd'hui dégradent le plus la biodiversité. C'est ce palier à franchir dans l'ambition, ce sont ces réorientations nécessaires, parfois profondes, que nous avons ici résumés sous la formule du « tournant environnemental ».

Agir pour le tournant environnemental, c'est entreprendre de changer certaines trajectoires et certaines politiques du développement dont dépend étroitement l'état de la biodiversité. Un défi de taille, vu la complexité des situations, les inerties et les résistances rencontrées. Les recherches présentées dans cet ouvrage l'analysent en profondeur sous un angle stratégique et organisationnel, à partir des multiples terrains où développement et biodiversité se jouent ensemble. Elles débouchent sur une série d'enseignements destinés à ceux qui veulent maintenant, en particulier dans le champ de l'aide publique au développement, opérer les changements décisifs nécessaires pour parvenir à conserver et restaurer la biodiversité.

Sous la direction de

Laurent MERMET

(AgroParisTech)

laurent.mermet@agroparistech.fr

Tiphaine LEMÉNAGER

(AFD)

lemenagert@afd.fr