Communauté UNIVERSITÉ Grenoble Alpes

# THÈSE

Pour obtenir le grade de

## DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ GRENOBLE ALPES

Spécialité : **Sciences économiques**

Arrêté ministériel : 7 août 2006

Présentée par


## M. Ciprian IONESCU


Thèse dirigée par **M. Michel TROMMETTER**

préparée au sein du **Laboratoire d'Economie Appliquée de Grenoble**
dans l'**École Doctorale de Sciences Economiques**

# Biodiversité et stratégie des organisations : construire des outils pour gérer des relations multiples et inter-temporelles

Thèse soutenue publiquement le **31 mars 2016**,
devant le jury composé de :

**M. Luc ABBADIE**
Professeur, iEES, Université Pierre et Marie Curie, Examinateur
**Mme Sylvie BENARD**
Directrice de l'Environnement, LVMH, Examinateur
**M. Claude FROMAGEOT**
Directeur Développement Durable, groupe Yves Rocher, Examinateur
**M. Harold LEVREL**
Professeur, UMR CIRED, AgroParisTech, Rapporteur
**M. Jacques RICHARD**
Professeur, Université Paris-Dauphine, Rapporteur
**M. Michel TROMMETTER**
Directeur de Recherches, UMR GAEL, INRA, Directeur de thèse

## Remerciements

A l'issue de ce travail de thèse, je souhaite avant tout remercier mon directeur de thèse, Michel TROMMETTER, pour m'avoir confié ce travail de recherche et pour m'avoir guidé dans sa conduite. Ses conseils, sa confiance et son exigence ont été pour moi des facteurs de progrès considérables.

Mes sincères remerciements vont ensuite à Harold LEVREL et à Jacques RICHARD pour m'avoir fait l'honneur de rapporter ce travail. Je remercie également les Examinateurs, Luc ABBADIE, Sylvie BENARD et Claude FROMAGEOT, pour leur lecture attentive et leurs remarques constructives.

Ce projet de recherche n'aurait pas pu voir le jour sans ses financeurs, les entreprises LVMH, Yves Rocher, Compta-Durable et Veolia, sans l'Association OREE qui l'a initié et a permis son déroulement dans des conditions optimales, ni sans le soutien scientifique du Laboratoire d'Economie Appliquée de Grenoble (GAEL). A ce titre, je souhaite remercier tout particulièrement Sylvie BENARD, Directrice de l'environnement de LVMH, Claude FROMAGEOT, Directeur Développement Durable du groupe Yves Rocher, Hervé GBEGO, Directeur de Compta-Durable, Hervé SUTY, Directeur de la recherche et de l'innovation de Veolia, ainsi que les Présidentes successives d'OREE, Ghislaine HIERSO et Patricia SAVIN, Nathalie BOYER, la Déléguée Générale de l'Association, et Stéphane LEMARIE, le Directeur du Laboratoire GAEL.

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude à Jacques WEBER, économiste et anthropologue, à l'origine dès 2005 du groupe de travail « biodiversité et économie » dont ces travaux de thèse sont issus, qui nous a quittés en 2014 et qui laisse derrière lui un vide si grand.

Je remercie aussi chaleureusement Gaël GONZALEZ, Chargé de mission biodiversité chez OREE lors de mon recrutement, qui m'a accompagné au cours des premiers mois de la thèse et qui m'a marqué par son professionnalisme et sa bienveillance. Comment ne pas remercier également Hélène LERICHE, Responsable biodiversité de l'Association qui, au cours des années qui ont suivi, m'a épaulé dans le déroulement de mes travaux de recherche ? Ses connaissances, son dynamisme et sa sympathie m'ont beaucoup apporté.

Mes discussions avec Yulia ALTUKHOVA, Philippe AUZEL, Jean-Jacques BLANCHON, Marie-Andrée CARON, François DURANT, Nathalie FRASCARIA-LACOSTE, Paul LANOIE, Chantale MAILHOT, Emmanuel RAUFFLET, Jacques RICHARD, Jean-Pierre REVERET, et Stéphanie ROY ont été particulièrement enrichissantes. Je les remercie pour leur disponibilité.

Mes remerciements vont ensuite à l'ensemble des participants, temporaires ou réguliers, du groupe de travail biodiversité et économie – volet comptabilité que j'ai eu la chance d'animer chez OREE : Nadia AIT AMAR, Ruba ALABED, Myriam ALLES, James ARONSON, Daniel AUBRON, Michèle BERNARD-ROYER, Aurore BAILLY, Caroline BARON, Marc BARRA, Camille BASSET-CHERCOT, Béatrice BELLINI, Jean BEN ILLOUZ, Sandra BERMAN, Thierry BERNICARD, William BEYOU, Julian BILAL, Juliette BILLETTE, Sylvain BOUCHERAND, Charlotte BRALERET, Emmanuelle BRAME, Guillaume CARLIER, Hugues CARLIER, Stéphane CARPIER, Jean CLINCKEMAILLIE, Pauline COIRIER, Nicolas CREON, François DANIC, Pierre DARMET, Jacques DE SAINT FRONT, Pauline DE SAINT FRONT, Camille DENIAU, Juliette DESLOIRE, Christophe DEUIL, Véronique DHAM, Hélène DOUTRIAUX, Laurence DUYCK, Marie-Gabrielle FAVE, Clément FEGER, Edouard FORESTIE, Sandra GASSER, Jean-Philippe GOBIN, Véronique GOUNON, Marie-Odile GRANDCHAMP, Thibault GRAVIER, Anne GUERRERO, Aurélien GUINGAND, Halvard HERVIEU, Vincent HULIN, Coline JACOBS, Sandrine JAMAULT, Pierre JOHNSON, Patrick JOLIVET, Hélène JOUBERT, Cécile JOUCAN, Mathilde LAGESSE, Sophie LANGE, Fabienne LASSALLE, Stéphane LE POCHAT, Cécile LECLERE, Joachim LEMERI, Aurore MEDIEU, Audrey MEJDOUBI, Sarah MEYER, Henri MOLLEROND, Marion MONNET, Michel MORI, Clément MORLAT, Carole PEILLE, Stéphane PERRIER, Anthony PETITPREZ, Jennifer PICHARD, Margaux PLANTIVE-TRIGER, Philippe PUYDARRIEUX, Sarah QUATRESOUS, Julie QUIEDEVILLE, Patrick RANO, Jérôme RATHLE, Joanna REBELO, Elise REBUT, Marie-Eve REINERT, Pauline ROBERT, Katerine SALES, Gérard SCHOUN, Christine SOURD, Mathieu TOLIAN, Maurice VAGUE, Patrice VALANTIN, Véronique VANSTEENE, Michel VEILLARD, Christian VICENTY, Mathieu WEISS, Muttiah YOGANANTHAN, Carole ZAKINE. Leur participation a beaucoup contribué à l'enrichissement de mes recherches.

Je remercie les relecteurs du manuscrit, Hélène, Sophie, Philippe, pour leur travail minutieux, leur patience, et pour le temps précieux qu'ils m'ont accordé.

Merci aussi à Agnès VERTIER, documentaliste au sein du Laboratoire GAEL, pour m'avoir conseillé dans mes recherches documentaires et m'avoir permis d'accéder à de nombreuses publications.

Les membres de l'équipe d'OREE qui se sont succédé ont également été d'un grand soutien, par leurs encouragements, leurs conseils, leur gentillesse et leur humour. Je remercie Hugo ANEST, Saïd CHERFAOUI, Cécile COUTEAU, Fabienne DAVALLAN, Bathilde FABRE, Maria FORTUNATO, Héloïse KOLTUK, Pauline LAVOISY, Nicolas MADRY, Céline MARY, Layla MATHIEU, Cédric PALACIO-VIDAL, Camille SAINT-JEAN, Alice SARRAN, Paul SCHALCHLI, Samia SEDIRI, Maguelone THOMPSON, d'avoir rendu plus qu'agréables ces années de thèse.

Je remercie également les membres du laboratoire GAEL pour leur accueil amical lors de mes (trop rares) séjours grenoblois, en particulier Joël AKA, Janine BARBA, Ibrahima BARRY, Julien CHICOT, Brigitte COLOMP, Mariane DAMOIS, Rania KAMOUN, Valérie WALLET, ainsi que Valérie BUFFET qui m'a guidé efficacement dans les méandres administratifs de l'Ecole Doctorale.

Enfin, d'autres personnes m'ont aidé, moins directement et sans toujours le savoir, à mener à bien ce projet. Je tiens ici à leur témoigner toute ma reconnaissance.
A mes amis, Benoît, Edouard, Jean-Philippe, Marc, Paul, qui ont réussi à me changer les idées lorsque nécessaire et m'ont encouragé à la pratique de cet excellent exutoire qu'est la course à pied.
Et à ma famille surtout. A ma mère Doina et à ma sœur Sinziana pour leur amour indéfectible et leurs constants encouragements. A ma belle-famille pour m'avoir si gentiment soutenu. A ma compagne Sophie pour une multitude de choses, par-dessus tout pour illuminer si intensément mon quotidien. A mon père Eugène et à ma grand-mère Rahila qui nous ont quittés récemment et qui me guident chaque jour.

## Résumé

La préservation des écosystèmes et la performance économique des organisations sont souvent mises en opposition. Ecosystèmes et organisations sont cependant interdépendants et peuvent être appréhendés comme constitutifs d'un même système socio-écologique (SSE). Notre objectif est d'identifier les instruments permettant le respect des contraintes de viabilité environnementales et économiques des SSE que nous proposons : la résilience écologique et la profitabilité des organisations. Après avoir souligné la faiblesse environnementale des instruments de régulation traditionnels néoclassiques, nous évaluons l'efficacité de deux autres catégories d'outils, récents et souvent plébiscités. Les approches volontaires étudiées permettent généralement de garantir la viabilité économique des organisations, mais leurs objectifs environnementaux, dont l'atteinte est variable, ignorent souvent la complexité des écosystèmes. Parmi les comptabilités environnementales, celles qui relèvent d'instruments de régulation néoclassiques poursuivent des objectifs écologiquement inappropriés, alors que les approches hétérodoxes sont plus en phase avec nos contraintes écologiques mais supposent une réforme profonde des conventions comptables. Ces résultats nous incitent à élaborer un modèle de gestion environnementale permettant d'assurer la viabilité des SSE à plus court terme. Il repose, pour son efficacité écologique, sur une démarche de gestion adaptative à l'échelle territoriale. Les désavantages compétitifs susceptibles d'apparaître sont mis en évidence par des comptabilités appropriées, et ces situations sont optimisées via la mise en œuvre de processus redistributifs adaptés.

**Mots-clés :** écosystème, biodiversité, service écosystémique, organisation, entreprise, système socio-écologique, viabilité, soutenabilité, résilience, gestion adaptative, seuil écologique, profitabilité, indicateur, approche volontaire, comptabilité environnementale, comptabilité financière, principe bénéficiaire-payeur, solidarité écologique, ISO 14001, paiement pour service écosystémique, *Forest Stewardship Council*, agriculture biologique, *full cost accounting*, *sustainable cost accounting*, *reporting* environnemental, dépense environnementale.

Title: Biodiversity and strategies of organisations: creating tools in order to manage multiple and inter-temporal relations


## Abstract

Ecosystems' preservation and the economic performance of organisations are often considered to be antagonistic. Nevertheless, ecosystems and organisations are interdependent, and they can be seen as part of the same social-ecological system (SES). The goal of our research is to identify the tools that ensure that the SES environmental and economic viability constraints we provide (i.e. ecological resilience and organisations' profitability) are observed. After highlighting the ecological weakness of conventional neoclassical regulatory tools, we measure the effectiveness of two other categories of tools that have appeared recently and are often praised. The voluntary approaches analysed generally ensure the economic viability of organisations, but their environmental goals, which are variably reached, often ignore the complexity of ecosystems. Among the environmental accounting approaches, those considered as neoclassical regulatory tools pursue objectives that are ecologically inappropriate, whereas heterodox approaches observe our ecological constraints, but entail a significant reform of accounting policies. These results prompt us to elaborate an environmental management model, set to ensure shorter term SES viability. It lies, for its ecological effectiveness, on an adaptive management approach at the territorial level. The competitive disadvantages which might arise are identified in appropriate accounts, and these situations are addressed with using suitable redistributive processes.



**Keywords**: ecosystem, biodiversity, ecosystem service, organisation, firm, social-ecological system, sustainability, viability, resilience, adaptive management, profitability, ecological threshold, indicator, voluntary approach, environmental accounting, financial accounting, beneficiary-pays principle, ecological solidarity, ISO 14001, payment for ecosystem service, Forest Stewardship Council, organic agriculture, full cost accounting, sustainable cost accounting, environmental reporting, environmental expenditure.

# Table des matières

**INTRODUCTION GENERALE ..... 12**

**CHAPITRE 1 - INTERACTIONS ENTRE ECOSYSTEMES ET ORGANISATIONS, ET VIABILITE DES SYSTEMES SOCIO-ECOLOGIQUES ..... 16**

**1 Biodiversité et écosystèmes : concepts et conditions de viabilité ..... 17**
1.1 Biodiversité, écosystèmes, services écosystémiques : clarification des concepts ..... 17
1.1.1 Définition du concept de biodiversité ..... 17
1.1.2 Genèse du concept de biodiversité ..... 18
1.1.3 De la biodiversité aux services écosystémiques ..... 19
1.2 Biodiversité, fonctionnement des écosystèmes et bien-être humain ..... 25
1.2.1 Définition du bien-être humain ..... 25
1.2.2 Importance écologique de la biodiversité et du fonctionnement des écosystèmes ..... 26
1.2.3 Importance économique de la biodiversité et du fonctionnement des écosystèmes ..... 27
1.2.4 Importance socioculturelle de la biodiversité et du fonctionnement des écosystèmes ..... 30
1.3 Etat et dynamique actuels de la biodiversité et des écosystèmes ..... 30
1.3.1 Sixième crise d'extinction de la biodiversité ..... 30
1.3.2 Illustration du phénomène d'extinction de la biodiversité ..... 30
1.3.3 Causes du déclin de la biodiversité ..... 31
1.4 Dimensions sociales, économiques, et politiques de la biodiversité ..... 32
1.4.1 Conséquences de la dégradation de la biodiversité pour l'espèce humaine ..... 32
1.4.2 Prise de conscience des interdépendances entre sociétés humaines et biodiversité ..... 34
1.5 Comment garantir la viabilité des écosystèmes ? ..... 36
1.5.1 La résilience écologique, concept-clé pour la viabilité des écosystèmes ..... 36
1.5.2 Résilience des écosystèmes et biodiversité ..... 37
1.5.3 Résilience et respect des seuils écologiques ..... 39

**2 L'organisation : concepts et conditions de viabilité ..... 45**
2.1 Caractérisation de l'organisation ..... 45
2.1.1 Définition de l'organisation ..... 45
2.1.2 Emergence de l'organisation ..... 46
2.1.3 Typologie des organisations ..... 49
2.1.4 Organisations et bien-être humain ..... 51
2.2 Comment garantir la viabilité des organisations ? ..... 51
2.2.1 Conditions de viabilité des entreprises ..... 52
2.2.2 Conditions de viabilité des administrations publiques ..... 55
2.2.3 Conditions de viabilité des institutions non lucratives au service des ménages ..... 58

**3 Conception des relations entre organisations et écosystèmes, et conséquences sur les stratégies environnementales ..... 59**
3.1 Conception des relations entre l'économie et l'environnement : les deux paradigmes du développement durable ..... 59
3.1.1 Perspective historique des relations entre l'économie et l'environnement ..... 59
3.1.2 Deux paradigmes du développement durable ..... 61
3.2 Conception des relations entre les organisations et les écosystèmes ..... 65
3.2.1 Conception dominante des relations entre organisations et écosystèmes : l'environnement appréhendé comme facteur externe ..... 65
3.2.2 Conception émergente des relations entre organisations et écosystèmes : interdépendances ..... 73

**4 Formalisation d'un cadre de référence pour la viabilité des écosystèmes et des organisations ..... 83**
4.1 Apports du concept de viabilité ..... 83
4.1.1 La co-viabilité des systèmes naturels et humains ..... 83
4.1.2 La théorie mathématique de la viabilité ..... 83

4.1.3 Le développement viable ..... 85
4.2 Définition d'un cadre de viabilité des systèmes socio-écologiques ..... 86
4.2.1 Mobilisation du concept de viabilité ..... 86
4.2.2 De la co-viabilité des écosystèmes et des organisations à la viabilité des systèmes socio-écologiques ..... 87
4.2.3 Détermination des contraintes de viabilité des systèmes socio-écologiques ..... 88
4.2.4 Positionnement théorique du cadre de viabilité des systèmes socio-écologiques ..... 89
4.3 Problématique de la thèse et formulation d'hypothèses ..... 90
4.3.1 Définition de la question de recherche ..... 90
4.3.2 Formulation d'hypothèses en réponse à notre problématique ..... 90

**CHAPITRE 2 - GERER LES SYSTEMES SOCIO-ECOLOGIQUES PAR LA MISE EN ŒUVRE D'APPROCHES VOLONTAIRES ..... 97**

**1 Les approches volontaires : exploration et caractérisation d'une famille d'instruments hétérogène ..... 98**
1.1 Emergence des approches volontaires ..... 98
1.1.1 Les critiques adressées aux instruments de régulation traditionnels ..... 98
1.1.2 Le développement des approches volontaires comme réponse aux limites des instruments de régulation traditionnels ..... 103
1.2 Définition des approches volontaires ..... 105
1.3 Fonctionnement théorique des approches volontaires ..... 105
1.4 Typologie des approches volontaires ..... 106
1.5 Approches volontaires de gestion environnementale ..... 108

**2 Quelle prise en compte des interactions entre organisations et écosystèmes par les approches volontaires ? ..... 114**
2.1 Formalisation des interactions entre organisations et écosystèmes ..... 114
2.1.1 Interfaces entre organisations et environnement considérées via l'inventaire des aspects environnementaux ..... 114
2.1.2 Interfaces entre organisations et écosystèmes considérées via le prisme des services écosystémiques ..... 115
2.1.3 Interfaces entre organisations et écosystèmes selon le cadre conceptuel de la CICES ..... 118
2.2 Différenciation des situations dans lesquelles se produisent les interactions entre organisations et écosystèmes ..... 120
2.2.1 Critères de différenciation des situations d'interaction entre organisations et écosystèmes ..... 120
2.2.2 Matrice des situations d'interaction entre organisations et écosystèmes ..... 121
2.3 Prise en compte des situations d'interaction entre organisations et écosystèmes par les approches volontaires ..... 125

**3 Quelle efficacité de la gestion environnementale proposée par les approches volontaires ? ..... 127**
3.1 Choix méthodologiques ..... 127
3.1.1 Sélection des approches volontaires de gestion environnementale ..... 127
3.1.2 Etude de l'efficacité de la gestion environnementale ..... 129
3.2 Efficacité environnementale de la norme ISO 14001 ..... 130
3.2.1 Le niveau fixé pour les objectifs environnementaux de la norme ISO 14001 est-il judicieux ? ..... 130
3.2.2 Les objectifs environnementaux existants de la norme ISO 14001 ont-ils été atteints ? ..... 134
3.3 Efficacité environnementale des paiements pour services écosystémiques ..... 138
3.3.1 Le niveau fixé pour les objectifs environnementaux des paiements pour services écosystémiques est-il judicieux ? ..... 140
3.3.2 Les objectifs environnementaux existants des paiements pour services écosystémiques ont-ils été atteints ? ..... 142
3.4 Efficacité environnementale de la certification FSC ..... 144
3.4.1 Le niveau fixé pour les objectifs environnementaux de la certification FSC est-il judicieux ? ..... 144
3.4.2 Les objectifs environnementaux existants de la certification FSC ont-ils été atteints ? ..... 146
3.5 Efficacité environnementale de la certification Agriculture Biologique ..... 150

3.5.1 Le niveau fixé pour les objectifs environnementaux de la certification Agriculture Biologique est-il judicieux ? ..... 150
3.5.2 Les objectifs environnementaux existants de la certification Agriculture Biologique ont-ils été atteints ? ..... 151

**4 Quelle efficacité économique des approches volontaires ? ..... 156**
4.1 Choix méthodologiques ..... 156
4.2 Efficacité économique de la norme ISO 14001 ..... 157
4.3 Efficacité économique des paiements pour services écosystémiques ..... 162
4.3.1 Efficacité économique des paiements pour services écosystémiques pour les gestionnaires ..... 163
4.3.2 Efficacité économique des paiements pour services écosystémiques pour les bénéficiaires ..... 165
4.4 Efficacité économique de la certification FSC ..... 167
4.5 Efficacité économique de la certification Agriculture Biologique ..... 169

**CHAPITRE 3 - LA COMPTABILITE ENVIRONNEMENTALE COMME INSTRUMENT DE GESTION DES SYSTEMES SOCIO-ECOLOGIQUES ..... 176**

**1 Analyse des comptabilités environnementales : théories, objectifs, et mises en application ..... 177**
1.1 Exploration des comptabilités environnementales ..... 177
1.1.1 L'intérêt de la comptabilité pour la gestion des systèmes socio-écologiques ..... 177
1.1.2 Différentes acceptions de la comptabilité environnementale : une typologie ..... 179
1.1.3 Identification des approches de comptabilité environnementale les plus caractéristiques ..... 181
1.2 *Full cost accounting*, la comptabilité en coûts complets ou l'évaluation monétaire des externalités environnementales ..... 194
1.2.1 Fondements théoriques de la *full cost accounting* ..... 194
1.2.2 Mise en application de la *full cost accounting* ..... 196
1.2.3 Analyse critique de la *full cost accounting* ..... 206
1.3 *Sustainable cost accounting*, la comptabilité des coûts de soutenabilité ou la comptabilité du maintien du capital naturel ..... 214
1.3.1 Fondements théoriques de la *sustainable cost accounting* ..... 215
1.3.2 Deux approches distinctes de la *sustainable cost accounting* ..... 217
1.3.3 Mise en application de la *sustainable cost accounting* ..... 220
1.3.4 Analyse critique de la *sustainable cost accounting* ..... 230

**2 Proposition d'un modèle de gestion environnementale voué à assurer la viabilité des systèmes socio-écologiques ..... 234**
2.1 Les étapes écologiques du Modèle de gestion pour la viabilité des systèmes socio-écologiques (premier module) ..... 235
2.1.1 Mobiliser la gestion adaptative pour dépasser les limites, du point de vue écologique, des instruments étudiés ..... 235
2.1.2 La *strategic adaptive management*, version opérationnelle de la gestion adaptative ..... 238
2.1.3 Une limite importante de la *strategic adaptive management* : l'absence de considération pour la viabilité économique des organisations ..... 255
2.2 Les étapes comptables et économiques du Modèle de gestion pour la viabilité des systèmes socio-écologiques (second module) ..... 257
2.2.1 Différencier les résultats de la gestion adaptative pour identifier les situations à optimiser ..... 257
2.2.2 Définir les processus d'optimisation pour garantir la viabilité économique du système socio-écologique ..... 267
2.2.3 Etude de cas théorique ..... 285
2.3 Synthèse, forces, et faiblesses du Modèle de gestion pour la viabilité des systèmes socio-écologiques 317
2.3.1 Formulation synthétique du Modèle de gestion pour la viabilité des systèmes socio-écologiques et retour sur le cadre de viabilité ..... 317
2.3.2 Le Modèle de gestion de la viabilité des systèmes socio-écologiques, réponse aux limites des instruments étudiés ..... 319
2.3.3 Analyse critique du Modèle de gestion de la viabilité des systèmes socio-écologiques ..... 321

**CONCLUSION GENERALE** ..... **329**

**BIBLIOGRAPHIE** ..... **335**

**ACRONYMES** ..... **389**

## INTRODUCTION GENERALE

La biodiversité renvoie à l'immense variété des organismes vivants sur Terre – la variété des espèces vivantes et la variété génétique au sein de chaque espèce – et à celle des systèmes écologiques dans lesquels ils évoluent. Elle correspond pour ainsi dire au « tissu vivant de la planète », qualificatif souvent employé par Robert Barbault, l'un des fondateurs de l'écologie scientifique en France.

Ce tissu fonctionne, au travers des multiples interactions qui s'y produisent : coopération, prédation, évolution des espèces et des écosystèmes, production et recyclage de matière organique, etc. C'est de cette profusion de processus écologiques, et donc d'espèces qui y participent, que l'espèce humaine, partie intégrante de la biodiversité, retire une variété considérable de bienfaits – dont ses conditions mêmes d'existence –, qualifiés de services écosystémiques.

Dès lors, préserver la biodiversité ne peut plus se limiter à la sauvegarde d'espèces ou d'espaces emblématiques, mais implique l'urgence de garantir la fonctionnalité des écosystèmes, et par conséquent de préserver la diversité du vivant qui y évolue, des grands mammifères aux espèces bactériennes. Cette impérieuse nécessité constitue l'unique réponse à l'érosion croissante de la biodiversité par les activités humaines, laquelle est constatée depuis plusieurs décennies et qualifiée par de nombreux spécialistes de « sixième crise d'extinction des espèces ».

De plus en plus conscients de ces phénomènes, dont les conséquences sociales et économiques se cristallisent chaque jour davantage, les décideurs publics ont mis en œuvre différentes démarches pour réguler les comportements des organisations à l'origine de ces perturbations, de manière à préserver les écosystèmes – souvent qualifiés d'« environnement » – et ce faisant, à assurer la survie même de ces organisations. Les outils de régulation standards, mobilisés depuis les années 1970 par de nombreuses institutions publiques, consistent principalement en deux types d'approches : l'instauration de mesures réglementaires, strictement contraignantes, que les organisations se doivent de respecter sous peine de sanctions et donc nécessairement coûteuses pour elles ; et l'utilisation d'instruments économiques (taxes , subventions, permis négociables), dont le fonctionnement plus incitatif vise à modifier les comportements des organisations afin d'éviter de nouveaux coûts ou profiter de nouveaux avantages.

En réponse aux nombreuses critiques adressées à ces instruments traditionnels – jugés limités tant sur le plan environnemental qu'économique – les organisations ont commencé, plus

récemment, à faire évoluer leurs pratiques environnementales de manière délibérée, en engageant des initiatives de leur propre chef ou, plus communément, en suivant des démarches non contraignantes encouragées par des organismes tiers. Ces « approches volontaires » correspondent typiquement aux labels écologiques, systèmes de gestion, certifications diverses, dont l'origine ou l'incitation peut émaner des entreprises elles-mêmes, des organisations non lucratives, ou des institutions nationales et internationales. On peut citer, par exemple, la mise en œuvre en 2011 au niveau des Nations-Unies du *Global partnership for business and biodiversity*, destiné à mobiliser les firmes sur le sujet de la biodiversité, faire émerger et diffuser les bonnes pratiques, et engager une dynamique mondiale. La *EU Business @ Biodiversity Platform* poursuit des objectifs similaires au niveau européen, alors que la *European Platform for Biodiversity Research Strategy* a une vocation concertative portée davantage sur la définition des axes de recherche pour la préservation et l'utilisation durable de la biodiversité et des écosystèmes. En France, la Fondation pour la recherche sur la biodiversité détient un rôle comparable, mais on peut également mentionner l'initiative récente du Ministère en charge de l'écologie destinée à encourager les engagements des organisations en faveur de la biodiversité, en valorisant les projets qui participent à l'atteinte des objectifs de la Stratégie nationale pour la biodiversité.

Parmi la grande variété d'instruments de régulation environnementale, les outils de nature comptables sont également remarquables, bien qu'ils soient difficiles à classer en raison de leur considérable hétérogénéité. Différents acteurs, spécialistes en général de la comptabilité, ont en effet développé des démarches variées, allant de simples processus de comptabilisation de flux en lien avec l'environnement à des propositions de réforme des règles comptables visant l'intégration du capital naturel.

C'est dans ce riche contexte que l'Association OREE a engagé, en février 2006, un groupe de travail multi-acteur regroupant scientifiques, représentants d'entreprises, organisations non lucratives, et administrations publiques, dans le but d'étudier l'intégration de la biodiversité dans les stratégies des entreprises. A travers un important travail de recherche, alimenté notamment par la réalisation d'une première thèse CIFRE sur ce sujet, le groupe de travail a conduit, jusqu'à présent, à l'élaboration d'un « Indicateur d'interdépendance de l'entreprise à la biodiversité », et à poser les bases d'un « bilan biodiversité des organisations » destiné à rendre compte auprès des parties prenantes de leurs interactions avec le monde vivant.

Nos travaux de thèse, organisés en trois chapitres, ont été menés en collaboration avec ce même groupe de travail, et s'inscrivent dans la continuité de ces réalisations. En nous reposant sur l'analyse des interdépendances qui lient les organisations et la biodiversité, nous

proposons en premier lieu de formaliser un cadre conceptuel de référence permettant d'inscrire leurs dynamiques dans la viabilité (Chapitre 1). La suite de nos travaux vise à évaluer la performance écologique et économique – considérée du point de vue de notre cadre de référence – des instruments environnementaux existants, en particulier des approches volontaires (Chapitre 2) et des comptabilités environnementales (Chapitre 3, section 1), afin de juger de leur capacité à garantir la viabilité des systèmes socio-écologiques. Enfin, nous élaborons un modèle de gestion environnementale destiné à réguler les activités des organisations de manière à concilier leur performance économique avec le maintien d'un état et un fonctionnement des écosystèmes socialement souhaitables, dans un contexte de changements et de perturbations croissants (Chapitre 3, section 2).

# CHAPITRE 1 - INTERACTIONS ENTRE ECOSYSTEMES ET ORGANISATIONS, ET VIABILITE DES SYSTEMES SOCIO-ECOLOGIQUES

## Introduction

Nous nous intéressons, dans la première section de ce chapitre, au néologisme « biodiversité » apparu relativement récemment, en explorant ce concept et ceux qui lui sont étroitement liés – écosystème et service écosystémique notamment –, et en évaluant leur implication dans l'accès de l'espèce humaine au bien-être. Après avoir dressé un état des lieux de la situation et des tendances actuelles de la biodiversité et des écosystèmes, nous cherchons également, dans cette première section, à identifier les conditions essentielles de leur viabilité.

Dans la deuxième section de ce chapitre, nous nous penchons sur les entités économiques qui conduisent les activités humaines et gèrent la biodiversité et les écosystèmes : les organisations. Nous cherchons en premier lieu à expliciter le concept d'organisation, à retracer l'émergence de ces entités, et à en proposer une typologie, puis nous étudions leur rôle dans l'accès des populations humaines au bien-être, pour finalement nous interroger sur les principales conditions de leur viabilité.

La troisième section de ce chapitre est consacrée aux théories économiques qui ont cherché à intégrer l'environnement dans l'économie (ou inversement), ainsi qu'à l'influence de ces différentes conceptions sur les stratégies environnementales des organisations et le pilotage de leurs activités.

Enfin, dans une quatrième section, nous recherchons les modalités conceptuelles et opérationnelles permettant de concilier économie et écologie. Pour cela, nous nous appuyons sur la théorie mathématique de la viabilité et sur les résultats des sections précédentes, en proposant un « cadre de viabilité des systèmes socio-écologiques » ayant vocation de référence pour la poursuite de nos travaux.

# 1 Biodiversité et écosystèmes : concepts et conditions de viabilité

Après avoir défini dans une première sous-section (1.1) le concept de biodiversité et les idées d'écosystème et de service écosystémique qui l'accompagnent, nous nous intéresserons dans une deuxième sous-section (1.2) à l'importance de la biodiversité et du fonctionnement des écosystèmes pour l'existence et le bien-être humain. Le bilan que nous dressons dans la troisième sous-section (1.3) à propos de l'état de la biodiversité, des écosystèmes, et des services écosystémiques nous conduit à mettre en évidence les répercussions néfastes du point de vue écologique, social, et économique, de leur érosion grandissante (sous-section 1.4). Enfin, en conséquence, nous cherchons à définir dans la dernière sous-section (1.5) les conditions essentielles de la viabilité des écosystèmes.

## 1.1 Biodiversité, écosystèmes, services écosystémiques : clarification des concepts

### 1.1.1 Définition du concept de biodiversité

Il existe de multiples définitions du concept de biodiversité. Une des plus employées est celle mentionnée dans l'article 2 de la CDB : la biodiversité y est caractérisée comme « 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 » (Nations Unies, 1992, p.3). Selon Barbault (2010a), cette définition met l'accent sur la dimension écosystémique du concept de biodiversité, et non sur sa dimension génétique ou spécifique, privilégiant donc un point de vue écologique. L'auteur, dans la même publication, insiste sur l'intérêt d'adopter ce point de vue centré sur la vie et sur l'importance des interactions en proposant sa propre définition de la biodiversité, à travers l'expression « tissu vivant planétaire ». Tous les composants de ce tissu sont à la fois interdépendants et en coévolution. Ils sont les acteurs directs ou indirects de l'ensemble des processus écosystémiques, qui en retour exerce une pression sur eux, expliquant le fonctionnement des écosystèmes, la sélection des individus, et l'adaptation des populations (*Ibid*.).

### 1.1.2 Genèse du concept de biodiversité

Bien avant l'apparition du néologisme « biodiversité » dans les années 1980, les praticiens des différentes disciplines des sciences de la vie – naturalistes, biologistes, paléontologues, biogéographes, systématiciens, puis écologues et généticiens – ont caractérisé le vivant par sa diversité (Barbault, 2005). L'idée que les espèces ne sont pas étrangères les unes aux autres, qu'elles sont apparentées et co-évoluent était donc bien présente auparavant, mais l'hétérogénéité des approches et des points de vue rendait une appropriation commune difficile.

L'expression « diversité biologique » est employée pour la première fois en 1980 par Thomas Lovejoy, biologiste américain membre fondateur de la biologie de la conservation, une discipline d'action née à la fin des années 1970 dans une perspective de protection des espèces et de restauration de leurs habitats. C'est donc dans un contexte militant qu'apparaît le concept de diversité biologique, au sein d'un ouvrage collectif précisément dédié à la biologie de la conservation (Soulé et Wilcox, 1980). La contraction des deux termes a lieu en 1985 lors du *National Forum on Biological Diversity* lorsque Walter G. Rosen, biologiste et physiologiste végétal, emploie le mot *biodiversity* pour la première fois (Barbault, 2010a). Selon Micoud (2005), Rosen, pionnier lui aussi de la biologie de la conservation, souhaite, par l'emploi de ce néologisme sonnant comme un *buzword*, diffuser les problématiques qu'il sous-tend en dehors de la communauté scientifique. Si bien que les actes dudit Forum sont publiés en 1988 (Wilson et Peter, 1988) avec ce titre en forme de slogan : *Biodiversity*.

L'objectif de ces scientifiques est rapidement atteint, le terme se propageant dès la fin des années 1980 dans la société civile et les instances politiques, jusqu'à l'adoption en 1992 de la Convention des Nations Unies sur la Diversité Biologique (CDB) lors de la Conférence de Nairobi (Nations-Unies, 1992), soumise à la signature des Etats lors du Sommet de la Terre de Rio de Janeiro la même année. Au niveau scientifique également, un réel décloisonnement disciplinaire s'est produit depuis, conduisant à aborder les problématiques relatives à l'environnement et aux sociétés humaines de manière interdisciplinaire, voire transdisciplinaire (Fromageot et al., 2013).

### 1.1.3 De la biodiversité aux services écosystémiques

#### 1.1.3.1 Emergence du concept de service écosystémique

L'idée que la nature participe au bien-être humain n'est pas nouvelle. De Groot (2010) cite par exemple, parmi les premiers auteurs ayant mis en évidence ces relations, Marsh (1864) et Léopold (1949). L'apparition du concept de service écosystémique (SE) à proprement parler (ou service écologique, voire service environnemental) est cependant plus récente. Elle est attribuée, pour de nombreux auteurs (dont Mooney et Ehrlich, 1997, Cork et al., 2001, cités dans Haines Young et Potschin, 2010b ; Méral, 2012), au rapport *Man's impact on the Global Environment: Assessment and Recommendations for Actions* (SCEP, 1970), assimilé à un texte fondateur car proposant pour la première fois une typologie de ces services. Il y sont classifiés sous la forme d'une liste de neuf « services environnementaux » : lutte contre les ravageurs, pollinisation par les insectes, pêcherie, régulation du climat, rétention des sols, contrôle des inondations, formation des sols, recyclage de la matière organique, et composition de l'atmosphère (Roman et Burdick, 2012). Seuls quelques articles ont suivi au cours des années 1970 et 1980 (e.g. Westman, 1977, De Groot, 1987, cités dans Gomez-Baggethun et al., 2010), principalement axés sur les bénéfices utilitaristes retirés des écosystèmes dans l'optique d'attirer l'intérêt public sur la conservation de la biodiversité, mais sans que le concept ne sorte réellement des cercles académiques. C'est surtout à partir du début des années 1990 que l'on assiste à une multiplication des publications : De Groot (1992), Daily (1997) et surtout l'article retentissant et controversé de Costanza et al. paru dans la revue Nature en 1997 : une méta-analyse proposant une valeur monétaire par hectare et par an à chaque biome. A compter du début des années 2000, la notion de SE s'est progressivement imposée dans les sphères politiques et institutionnelles, grâce notamment à l'« approche écosystémique » menée par le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (SCBD, 2000), et surtout à la publication du *Millenium Ecosystem Assessment* commandé par l'ONU (MEA, 2005a) puis du rapport *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB, 2009), jusqu'à gagner plus récemment la gouvernance des organisations (Hanson et al., 2008 ; Houdet, 2008 ; TEEB, 2010).

#### 1.1.3.2 Définition et classification usuelle des services écosystémiques

Le fonctionnement des écosystèmes, c'est-à-dire l'ensemble des interactions au sein du tissu vivant planétaire, et entre ce tissu et les éléments abiotiques de l'environnement, génère les conditions indispensables à l'existence des formes de vie sur Terre, et en particulier à

l'existence, aux activités, et au bien-être humain (atmosphère respirable, ressources vivrières, matériaux de construction, etc.). On considère que ces conditions favorables à l'espèce humaine peuvent être représentées à travers divers services, qualifiés de « services écosystémiques » (Daily, 1997), généralement définis comme les services rendus par les écosystèmes aux sociétés humaines. Houdet (2010) fait cependant remarquer que cette définition, et en particulier la notion de « service rendu » ou « service fourni », tend à assimiler les écosystèmes et leurs composantes à des agents économiques qui feraient le choix de contribuer au bien-être humain. « Or, les écosystèmes ne peuvent pas rendre des services, seuls les humains pouvant retirer des bénéfices de leurs interactions avec le monde vivant et inanimé » (*Ibid*., p. 34). Ainsi, pour caractériser le concept de SE, nous employons préférentiellement dans nos travaux l'expression « service retiré » par les humains.

Le MEA (2003) propose une classification des SE en quatre catégories : services d'approvisionnement (e.g. nourriture, eau, bois de construction, fibres textiles), services de régulation (e.g. régulation du climat, épuration de l'eau), services de support (e.g. cycle des éléments nutritifs, formation des sols), services culturels (e.g. bienfaits esthétiques, spirituels, récréatifs). Cette typologie, si elle n'est pas exempte de critiques (cf. sous-section 1.1.3.4), reste néanmoins largement diffusée dans les recherches académiques et les rapports institutionnels.

#### 1.1.3.3 Relations entre structures, processus, fonctions, et services écosystémiques

La Figure 1 a pour objet d'illustrer la logique sous-jacente au paradigme de service écosystémique, en reliant de manière conceptuelle la structure des écosystèmes au bien-être humain. Les écosystèmes se composent, lorsque considérés de manière statique, d'éléments biotiques (organismes vivants : espèces végétales, animales, microbiennes, etc.) et abiotiques (eau, minéraux, etc.). On qualifie la combinaison de ces composantes de structure écosystémique. En mode dynamique, l'énergie et la matière entrent et sortent du système, et circulent entre ses différentes composantes. Ces mouvements d'énergie et de matière – production, transport ou perte – représentent des processus écosystémiques (production primaire, décomposition, relations proie-prédateur, etc.) (Naeem et al., 1999). Les fonctions écosystémiques, telles qu'entendues par Haines-Young et Potschin (2009) et représentées sur la Figure 1, caractérisent la capacité d'un écosystème à réaliser une « action » utile aux populations humaines. Pour illustrer la « cascade des services écosystémiques » et préciser ce qu'ils entendent par « fonction écosystémiques », les auteurs prennent l'exemple du SE de réduction de risque d'inondation. Ainsi, dans un contexte de bassin versant, la présence de

structures écosystémiques particulières (habitats de forêts, zones humides) engendre la possibilité pour l'écosystème considéré de capter et ralentir le passage de l'eau de surface. Cette fonction de l'écosystème a ainsi la capacité de modifier l'intensité de l'inondation, cette capacité représentant le SE. Les fonctions écosystémiques représentent donc des caractéristiques jugées utiles par les humains, et pas nécessairement des propriétés fondamentales des écosystèmes (Haines-Young et Potschin, 2009).

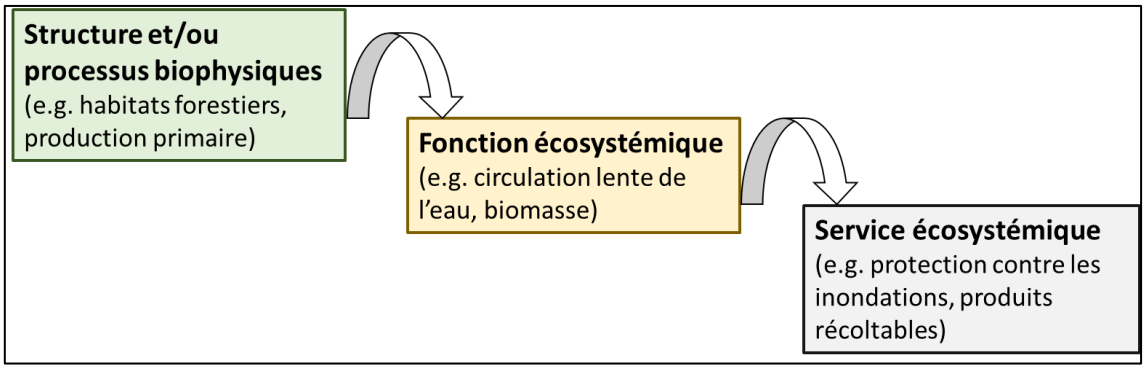



**Figure 1. Les relations entre biodiversité et services écosystémiques (adapté de Haines-Young et Potschin, 2009, p.16)**

Cette acception des fonctions écosystémiques est partagée par de nombreux auteurs (de Groot et al., 2002 ; Costanza et al., 1997 ; Daily, 1997), mais on trouve aussi dans la littérature d'autres conceptions, plus englobantes, des fonctions écosystémiques, qui les assimilent non pas à des « capacités » (*capability*) mais à des processus qui se produisent au sein des écosystèmes, comme le cycle des nutriments ou la prédation (Haines-Young et Potschin, 2009). C'est pour cette raison que certains auteurs comme Wallace (2007, cité dans Haines-Young et Potschin, 2009) réunissent processus et fonctions afin d'éviter toute confusion. Ils conçoivent d'une part les services – qui sont consommés ou vécus par les humains – et de l'autre l'ensemble représenté par les structures, processus, et fonctions écologiques qui permettent l'apparition de ces avantages. Si, comme le stipule Costanza (2008, cité dans Haines-Young et Potschin, 2009), il est important de détenir différents types de classifications en fonction des différents objectifs qui s'y rapportent – sous peine de conduire à une simplification excessive – nous considérons que les propositions de Haines-Young et Potschin (2009) concernant ces liens de « cascade » entre structures et services écologiques sont à la fois utiles pour comprendre les processus successifs qui lient la nature au bien-être humain, et importants lorsqu'il s'agit d'identifier, quantifier ces avantages, et gérer les structures qui en sont à l'origine.

#### 1.1.3.4 Débats autour du concept de service écosystémique

*Questionnement de la notion de « service »*

Depuis ses premières formalisations, le concept de SE connaît une multiplication de ses définitions, si bien qu'aujourd'hui l'expression « service écosystémique » est devenue une expression « fourre-tout » correspondant à tout ce qui est inclus ou sort d'un écosystème et qui bénéficie à tout être vivant (Nahlik et al., 2012).

Nous avons défini précédemment les SE de manière générique comme les services retirés des écosystèmes par les humains (cf. sous-section 1.1.3.2). C'est en fait précisément la notion de « service » et son explicitation qui font aujourd'hui encore débat. Nahlik et al. (2012) proposent un répertoire des différentes propositions de définition (notamment celles de Groot et al., 2002 ; Kremen, 2005 ; MEA, 2003 ; Boyd and Banzhaf, 2007 ; Fisher et al., 2009 ; Nelson et al., 2009 ; Harrington et al., 2010 ; Jenkins et al., 2010) et notent une différence majeure, qui induit des distinctions significatives de philosophie : les SE sont assimilés tantôt aux avantages retirés des écosystèmes, tantôt à des attributs particuliers des écosystèmes (caractéristiques biologiques, physiques ou chimiques inhérentes à un écosystème), desquels sont ensuite retirés les bénéfices. En prenant l'exemple de l'épuration de l'eau, lorsque les SE sont définis comme des attributs des écosystèmes, c'est « l'accès à une eau potable » qui représente le SE. En revanche, lorsqu'ils sont considérés comme des avantages, le SE se défini comme « la réduction du risque de contracter une maladie infectieuse » (*Ibid*.).

*Recherche de consensus pour la classification des SE*

Cette diversité de définitions est elle-même à l'origine de la multiplicité des classifications des SE (e.g. Costanza et al., 1997 ; Daily, 1997 ; De Groot et al., 2002 ; MEA, 2003 ; Farber et al., 2006 ; Boyd and Banzhaf, 2007 ; Wallace, 2007 ; etc.). D'une part, selon Nahlik et al., 2012, cette profusion est génératrice de typologies inappropriées et entraîne d'importantes difficultés lorsqu'il s'agit de les mobiliser de manière opérationnelle (prise de décision, gestion des écosystèmes, etc.) : écarts entre SE évalués et bien-être humain, double-comptages de services, etc. D'autre part, ce foisonnement rend la comparaison et l'intégration entre les études et les évaluations – quantitatives ou économiques – extrêmement délicates (*Ibid*.).

Dans ce contexte, l'initiative "*The Common International Classification of Ecosystem Services*" (CICES) est née pour conduire les différents courants qui se sont forgés relativement au concept de SE à négocier, échanger des informations, et à créer un consensus.

L'objectif initial de la CICES était de concevoir une typologie compatible avec celles acceptées et utilisées dans la littérature, et compatible avec le cadre méthodologique du SEEA (*System of Environmental-Economic Accounting*), programme de comptabilité environnementale amorcé par les Nations Unies (Haines-Young et Potschin, 2010a). Il a par la suite évolué, et ses travaux visent actuellement, pour l'essentiel, à expliquer comment la production issue des SE contribue directement au bien-être humain, afin de faciliter les discussions autour des cadres d'évaluation (évaluation économique, sociale, etc.) (Haines-Young et Potschin, 2013). Ainsi, on peut considérer que la classification du MEA (2003), telle que présentée précédemment (cf. sous-section 1.1.3.2), a une vocation particulière de sensibilisation et de pédagogie, destinée à exposer ce que représentent les différentes contributions des écosystèmes au bien-être humain. De nombreuses autres initiatives cherchent cependant à mobiliser le concept de SE de manière plus appliquée, afin d'évaluer ces contributions de manière qualitative et / ou quantitative. Dans ce cadre, il convient d'être particulièrement rigoureux quant aux définitions et modalités de classification, afin d'éviter les écueils mentionnés en *supra*. Suivant ces exigences, les choix techniques de la CICES se sont notamment portés sur la définition précise des SE, et sur la question – très débattue depuis la publication du MEA – de la place des SE de support dans la classification (Haines-Young et Potschin, 2013).

*Positions adoptées par la CICES*

Il importe, pour les auteurs impliqués dans la CICES, de mettre en évidence le fait qu'une seule et même « production écosystémique » – les arbres par exemple – peut être à l'origine de divers avantages pour les sociétés humaines : bois de construction, granulats pour combustibles, papier, etc. Ainsi, ce qu'ils qualifient de « SE finaux » représente les contributions des écosystèmes au bien-être humain, et sont connectés aux fonctions, processus et structures qui en sont à l'origine (Haines-Young et Potschin, 2013). Les bénéfices écosystémiques sont les biens créés ou dérivés par les humains à partir de ces SE finaux, et ne sont plus connectés aux systèmes dont ils sont issus (*Ibid.*) (cf. Figure 2).

La notion de « SE final » provient de l'éclatement des SE tels que considérés dans le MEA (2003) en « SE intermédiaires » et « SE finaux ». Cette distinction est issue des débats qui ont fait suite à la publication du MEA concernant le rattachement des SE de supports aux services à proprement parler, aux fonctions, ou aux processus écosystémiques. Le problème majeur sous-jacent étant, dans le cadre particulier des évaluations, la génération de double-comptages (Boyd and Banzhaf, 2007, Fisher and Turner, 2008, Balmford et al., 2008, cités dans Haines-

Young et Potschin, 2013). L'évaluation des SE finaux tels que définis précédemment capte en effet la « valeur » des fonctions et processus écosystémiques (parfois donc qualifiés de SE de support) qui en sont à l'origine. La CICES considère ainsi que les SE de supports correspondent à des processus et / ou des fonctions écologiques, ce qui conduit les auteurs à qualifier l'ensemble qu'ils représentent de « SE intermédiaires » dans leur schématisation théorique (cf. Figure 2). Cet agencement conceptuel permet, en même temps qu'il prévient les double-comptes, d'insister sur le rôle fondamental du fonctionnement des écosystèmes pour l'existence des SE retirés par les populations humaines.

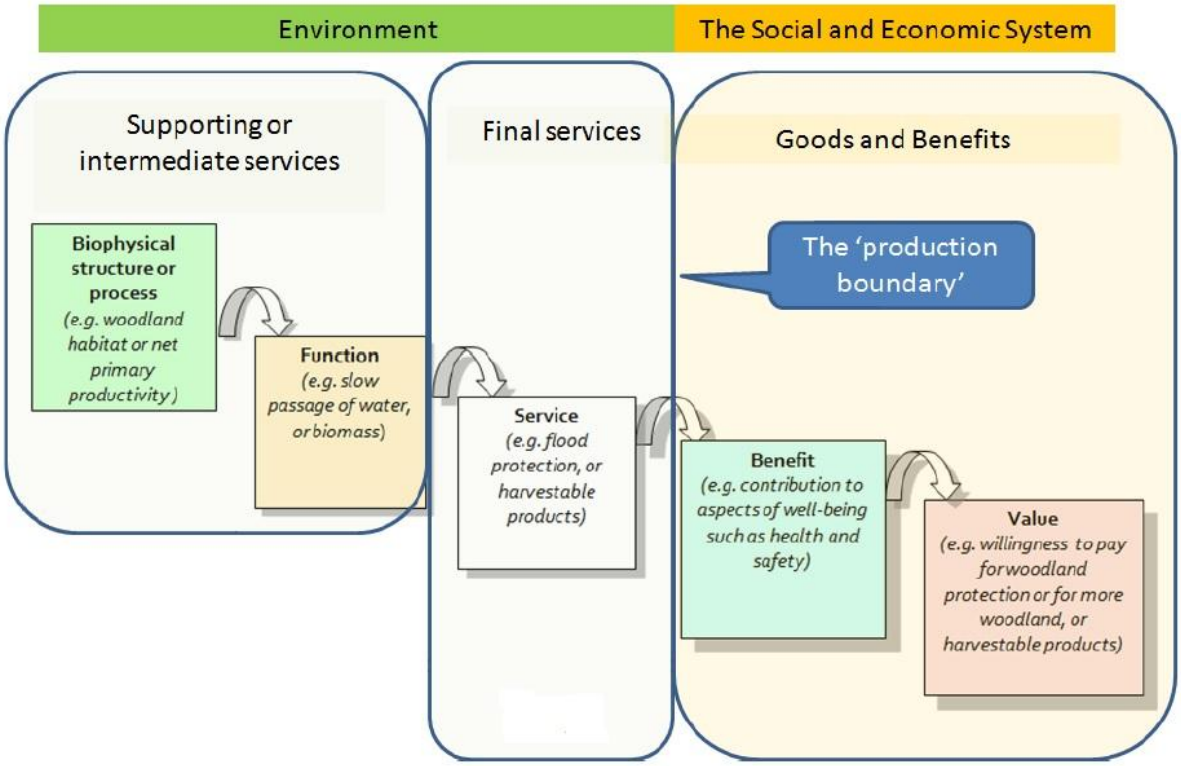



**Figure 2. La cascade des services écosystémiques (adapté de Haines-Young et Potschin, 2013, p.14)**

Ces considérations conduisent la CICES à proposer une classification consensuelle des SE (finaux) (cf. Tableau 1), composée de trois principales catégories – services d'approvisionnement, services de régulation, et services culturels –, sur laquelle nous nous appuyons pour la suite de nos travaux.

| Section | Division | Group |
|---|---|---|
| Provisioning | Nutrition | Biomass |
| | | Water |
| | Materials | Biomass, Fibre |
| | | Water |
| | Energy | Biomass-based energy sources<br>Mechanical energy |
| Regulation & Maintenance | Mediation of waste, toxics and other nuisances | Mediation by biota |
| | | Mediation by ecosystems |
| | Mediation of flows | Mass flows |
| | | Liquid flows |
| | | Gaseous / air flows |
| | Maintenance of physical, chemical, biological conditions | Lifecycle maintenance, habitat and gene pool protection |
| | | Pest and disease control |
| | | Soil formation and composition |
| | | Water conditions |
| | | Atmospheric composition and climate regulation |
| Cultural | Physical and intellectual interactions with ecosystems and land-/seascapes | Physical and experiential interactions |
| | | Intellectual and representative interactions |
| | Spiritual, symbolic and other interactions with ecosystems and land-/seascapes | Spiritual and/or emblematic |
| | | Other cultural outputs |

**Tableau 1. Typologie des services écosystémiques selon la CICES (Haines-Young et Potschin, 2013, p.iii).**

## 1.2 Biodiversité, fonctionnement des écosystèmes et bien-être humain

### 1.2.1 Définition du bien-être humain

Le bien-être humain peut être défini comme « un état dépendant du contexte et de la situation, comprenant les fondements d'une vie agréable, la liberté et la possibilité de choisir, la santé et le bien-être corporel, de bonnes relations sociales, la sécurité, la paix de l'esprit et l'expérience spirituelle » (MEA, 2003, traduction de De Groot, 2010, p. 170). L'accès à plusieurs de ces composantes du bien-être apparait, en partie ou exclusivement, étroitement conditionné par le fonctionnement des écosystèmes, car dépendant des services qui sont susceptibles d'en être retirés (cf. Figure 3). C'est notamment le cas de la santé, de la sécurité, des relations sociales, ou de la spiritualité, dont la dépendance aux écosystèmes peut varier selon les contextes socio-écologiques et selon les individus.

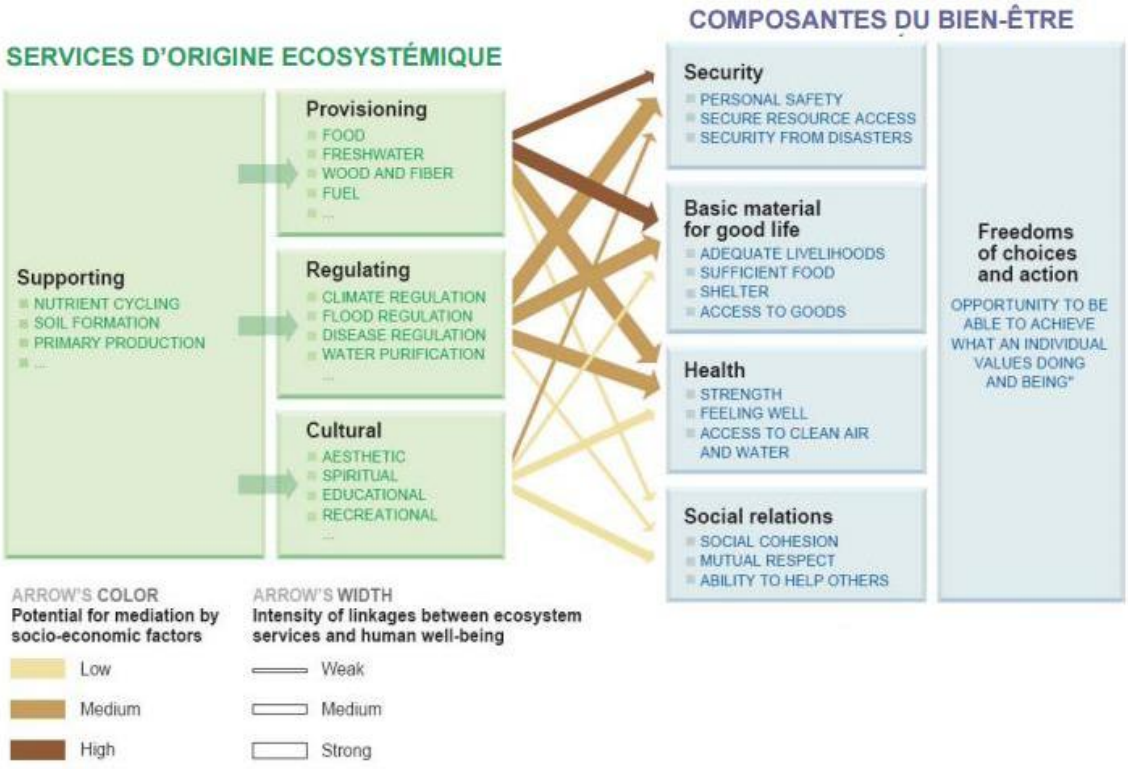



**Figure 3. Cadre conceptuel des interactions entre biodiversité, services d'origine écosystémique, bien-être humain, et forces sous-jacentes à l'origine des changements (MEA, 2005b, p.13).**

L'importance des écosystèmes pour le bien-être humain peut être décomposée en trois principaux aspects : importance écologique, importance socioculturelle, et importance économique (MEA, 2005a ; De Groot, 2010). Nous les exposons dans les sous-sections qui suivent en nous appuyant sur la publication de De Groot (2010).

### 1.2.2 Importance écologique de la biodiversité et du fonctionnement des écosystèmes

L'importance écologique de la biodiversité et des systèmes vivants peut être mise en évidence principalement à deux niveaux. A l'échelle des écosystèmes tout d'abord, elle est le fait des interdépendances qui lient les différents éléments constitutifs de ces systèmes : les espèces s'avèrent souvent dépendantes, pour leur survie, de l'existence d'autres espèces et, de la même manière, certaines peuvent être garantes de l'existence même des écosystèmes dans lesquels elles évoluent (espèces végétales protégeant de l'érosion par exemple) (De Groot, 2010). A l'échelle de la biosphère ensuite, cette importance écologique renvoie aux rôles spécifiques des différents écosystèmes qui la constituent dans la préservation des processus

essentiels au maintien de la vie (e.g. conversion énergétique, cycles biogéochimiques, processus d'évolution) (*Ibid*.).

On peut ajouter à cela que la biodiversité, dans son ensemble, est considérée par certains scientifiques comme une police d'assurance de la vie contre les évènements imprévus, McNeil et Shei (2002) la qualifiant notamment d'« […] assurance-vie de la vie elle-même » (cité dans Houdet, 2010, p. 35). En raison de sa variabilité et de ses capacités d'adaptation elle constitue une « […] une réserve de réponses possibles du monde vivant face aux changements écosystémiques » (Abbadie et Lateltin, 2004, cité dans Houdet, 2010, p. 35), caractère qui prend une importance toute particulière dans des contextes de changements globaux et de mutations rapides.

### 1.2.3 Importance économique de la biodiversité et du fonctionnement des écosystèmes

L'importance économique des écosystèmes peut être mise en évidence par le biais d'évaluations monétaires, en mobilisant le concept de valeur économique totale (VET) qui s'est progressivement imposé comme cadre de référence pour la conduite de telles évaluations (De Groot, 2010).

Comme le font remarquer Chevassus-au-Louis et al. (2009), seuls les SE peuvent être considérés comme des biens économiques, la biodiversité ne représentant qu'un paramètre émergent de ces services, corrélé, dans certains contextes, avec leur intensité. Ce n'est que la part « ordinaire » de la biodiversité et sa dimension fonctionnelle (par opposition à la biodiversité « remarquable » à laquelle les humains accordent une valeur intrinsèque) qui peut être sujette à des évaluations économiques, de manière indirecte, au travers des SE qu'elle est susceptible de conditionner (Houdet, 2010).

La VET des systèmes vivants comprend généralement les valeurs d'usage (valeur d'usage direct, valeur d'usage indirect, valeur d'option) et les valeurs de non-usage (valeur d'héritage et valeur d'existence), pour lesquelles il existe un gradient de tangibilité décroissant le long d'un axe allant des valeurs d'usage direct aux valeurs d'existence (Chevassus-au-Louis et al., 2009, cf. Figure 4). La valeur d'usage direct est issue de biens qui peuvent être consommés, ou dont il est possible de profiter directement (e.g. SE d'approvisionnement, SE culturels). La valeur d'usage indirect renvoie aux services de régulation retirés des écosystèmes, que l'on peut considérer comme des services à proprement parler (par opposition aux biens écosystémiques que représentent les services d'approvisionnement), et dont les avantages sont

perçus indirectement. La valeur d'option est liée aux valeurs d'usage direct et indirect précitées, mais désigne l'attachement à la possibilité d'en profiter dans le futur. Les valeurs de non-usage représentent les valeurs autres qu'utilitaristes associées aux écosystèmes et se divisent en deux catégories : la valeur d'héritage, c'est-à-dire la possibilité de transmettre aux générations futures les différentes valeurs liées aux écosystèmes, et la valeur d'existence, retirée de la simple connaissance de l'existence des systèmes vivants ou de leurs composantes.

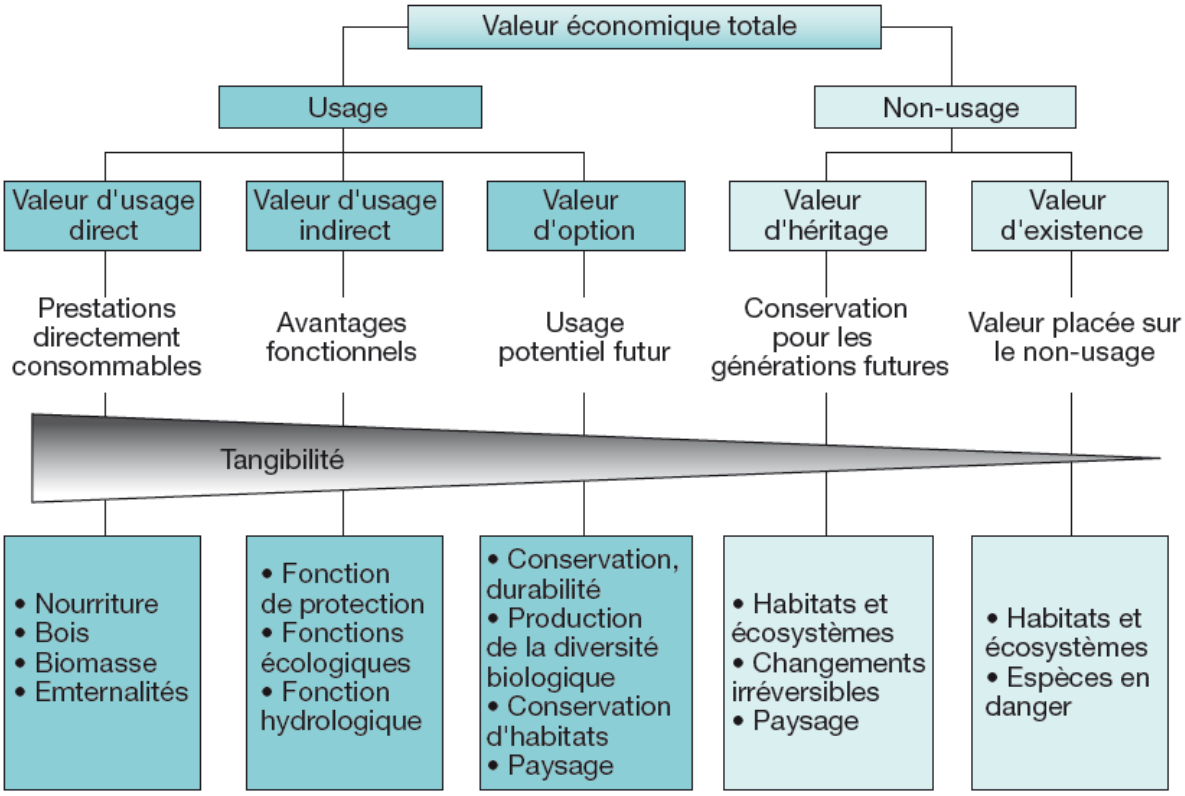



**Figure 4. La valeur économique des services écosystémiques (Chevassus-au-Louis et al., 2009, p.174).**

Chevassus-au-Louis et al. (2009) répertorient également les méthodes d'évaluation monétaires mobilisables pour réaliser de telles évaluations. La classification de ces méthodes qu'ils proposent repose sur le croisement de deux critères : le caractère direct ou indirect des évaluations monétaires, et la nature révélée ou déclarée des préférences des agents (cf. Tableau 2).

| | Préférences révélées | Préférences déclarées |
|---|---|---|
| Méthodes directes | Monétarisation au prix de marchés<br>Coûts de restauration, de remplacement<br>Coûts évités, effets de productivité | Évaluations contingentes |
| Méthodes indirectes | Dépenses de protection et comportements de prévention<br>Coûts de déplacement<br>Prix hédonistes | Analyse conjointe<br>Classement contingent<br>Comparaison par paires |

**Tableau 2. Schéma récapitulatif des méthodes d'évaluation des actifs non marchands (Chevassus-au-Louis et al., 2009, p. 179).**

Malgré leur popularité grandissante, la conduite d'études d'évaluation économiques présente d'importantes limites. Houdet (2010) mentionne notamment les variations considérables des résultats des évaluations en fonction des méthodes appliquées, et les biais importants attachés aux évaluations hors marché (évaluations contingentes) et aux méthodes de transferts de bénéfices (ces dernières consistant à transposer les résultats d'évaluations dans d'autres contextes socio-écologiques), si bien que « […] les estimations monétaires produites ne seraient ni crédibles, en termes de fiabilité et de pertinence, ni opportunes, en termes d'insertion dans des débats mobilisant de nombreuses valeurs » (p. 42). Aussi, nous rejoignons l'auteur en considérant que si la VET des SE peut être particulièrement utile dans certains contextes pédagogiques ou de débats (projets de construction, politiques environnementales, sensibilisation de l'opinion, etc.), elles se révèlent toutefois insuffisantes pour arbitrer.

A titre d'exemple, une étude du PNUE (Nellemann et Corcoran, 2010) a estimé entre 21000 et 72000 milliards de dollars la valeur annuelle des SE dans le monde. Sans réelle vocation à alimenter des prises de décisions précises, cette étude poursuit pour principaux objectifs d'alerter les dirigeants et l'opinion publique sur les conséquences de la dégradation des écosystèmes et de la biodiversité, et d'inciter aux investissements dans la gestion et dans la restauration des infrastructures écologiques : « la mauvaise gestion des actifs naturels représente un obstacle au développement tellement énorme qu'à côté de lui la récente crise économique semble presque insignifiante »[1].

[1] Achim Steiner, Directeur exécutif du PNUE, lors du lancement du rapport. Propos publiés et traduits sur le site internet de la Fondation Nicolas Hulot : http://www.fondation-nicolas-hulot.org/blog/planete-morte-planete-vivante (page consultée le 02/02/2015)

### 1.2.4 Importance socioculturelle de la biodiversité et du fonctionnement des écosystèmes

Outre l'importance « économique » des systèmes vivants, qui peut engendrer des répercussions sur le bien-être matériel des individus, les écosystèmes peuvent par ailleurs exercer une influence sur leur bien-être non matériel, à travers les dimensions de santé physique et mentale, historique, patrimoniale, éthique, religieuse, ou spirituelle. Ces influences sont en général décrites dans la littérature à travers les valeurs thérapeutiques, d'héritage, spirituelles, et existentielles (De Groot, 2010).

Si ces valeurs sont parfois considérées comme incluses dans les évaluations économiques, elles doivent être traitées de manière indépendante pour de nombreux auteurs, considérant que les techniques économiques ne peuvent rendre compte des SE considérés, parfois essentiels à l'identité et à l'existence même de certaines communautés humaines (*Ibid*.).

## 1.3 Etat et dynamique actuels de la biodiversité et des écosystèmes

### 1.3.1 Sixième crise d'extinction de la biodiversité

Au cours des deux derniers siècles, le rythme de disparition des espèces sur la planète est estimé, suivant les espèces considérées, de 10 à 100 fois supérieur à la cadence naturelle d'extinction, et en 2050 il pourrait être de 100 à 1000 fois supérieur au rythme naturel (MEA, 2005b). Selon Chevassus-au-Louis et al. (2009), la grande majorité des scientifiques s'accordent aujourd'hui à parler d'un processus en cours vers une érosion massive de la biodiversité. Contrairement aux cinq précédentes, la crise de la biodiversité actuelle, sixième vague d'extinction de la biodiversité de l'histoire de la Terre, présente la particularité d'être quasi-exclusivement due aux activités d'une seule espèce, Homo sapiens, qui s'est progressivement imposée en l'espace d'à peine deux millions d'années (Barbault, 2010b).

### 1.3.2 Illustration du phénomène d'extinction de la biodiversité

Pour illustrer le phénomène, le MEA (2005b) précise que plus de la moitié de la superficie de six des 14 principaux biomes terrestres était déjà convertie en 1990 principalement en terres agricoles, et que plus de terres ont été converties en terres agricoles depuis 1945 qu'au cours des XVIII$^{ème}$ et XIX$^{ème}$ siècles réunis. En conséquence par exemple, au niveau global, quelques 10 à 30 % des espèces de mammifères, d'oiseaux, et d'amphibiens sont actuellement menacées d'extinction (MEA, 2005b).

Selon la mise à jour 2012 de la Liste rouge de l'UICN (UICN, 2012), la France se situe au cinquième rang des pays hébergeant le plus grand nombre d'espèces animales et végétales menacées au niveau mondial. On peut citer les exemples suivants, afin d'illustrer l'ampleur des dégradations : parmi le nombre total d'espèces évaluées en France, 21 % sont éteintes ou menacées, l'abondance des oiseaux communs spécialistes métropolitains a diminué de 21 % entre 1989 et 2013, celle des Chiroptères métropolitains de 57 % entre 2006 et 2013, 73 % des habitats d'intérêt communautaire sont dans un état de conservation défavorable, et plus de 55 % des eaux de surface sont dans un état écologique moyen, médiocre ou mauvais[2].

### 1.3.3 Causes du déclin de la biodiversité

Cinq grands types de pressions sur la biodiversité sont considérés comme étant à l'origine de son érosion (MEDAD, 2003 ; MEA, 2005a ; SCDB, 2006 ; SCDB, 2010) : la destruction et la dégradation des habitats, la pollution, les espèces envahissantes, les changements climatiques, et la surexploitation des ressources biologiques sauvages. En addition, ces effets n'agissent pas isolément, ils s'amplifient mutuellement : par exemple la dégradation des milieux peut favoriser certaines espèces exotiques qui contribuent à leur tour à accélérer cette dégradation. Se profile alors une déstabilisation des réseaux trophiques avec des phénomènes en cascade, bien connus en particulier dans le monde de la pêche.

En arrière-plan de cette dynamique, on trouve un mode de développement économique non-durable, avec la croissance effrénée des organisations industrielles (Barbault, 2006). L'origine de ces différentes pressions est en effet attribuable en grande partie à la manière dont les sociétés humaines choisissent d'exploiter et d'utiliser les milieux et les ressources naturelles. Si l'espèce humaine, de sa diversité génétique à la diversité de ses cultures et modes de vie, fait partie intégrante de la biodiversité, elle est également responsable, à travers ses modes de développement économiques, de son érosion et de son uniformisation croissantes : agriculture intensive, pêche industrielle, infrastructures, exploitations minières, industries lourdes, etc.

La biodiversité est entrée dans une spirale d'extinction et l'espèce humaine est sans conteste le moteur de cette accélération. L'humain se trouve ainsi menacé, comme une bonne partie de la biodiversité, mais indirectement, par l'intermédiaire des déchirements du tissu planétaire (Barbault, 2006). Parce qu'ils sous-tendent notre subsistance et que nous les partageons avec

---

[2] Site internet de l'Observatoire National de la Biodiversité : http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/questions/1-comment-la-biodiversite-evolue-t-elle-en-france (page consultée le 02/02/2015)

les autres espèces, il apparaît probable que ces déchirements amplifient les dysfonctionnements de nos sociétés en une spirale délétère (*Ibid*.).

## 1.4 Dimensions sociales, économiques, et politiques de la biodiversité

### 1.4.1 Conséquences de la dégradation de la biodiversité pour l'espèce humaine

La plupart des changements que l'espèce humaine opère au niveau des écosystèmes sont conduits en vue de répondre à une croissance considérable de la demande en nourriture, eau, bois et autres matériaux de construction, fibres, et énergie. Ainsi, les changements enregistrés au niveau des écosystèmes ont contribué à des gains nets substantiels sur le niveau du bien-être et le développement économique de certaines populations. Le MEA met en évidence que ces gains ont été acquis de manière croissante au prix d'une dégradation de nombreux SE, de risques accrus de manifestations de changements non linéaires, et de l'accentuation de la pauvreté pour d'autres catégories d'individus (MEA, 2005b).

#### 1.4.1.1 Conséquences sociales de la dégradation de la biodiversité

Sur les 24 services retirés des écosystèmes étudiés par le MEA (2005b), 15 sont en cours de dégradation ou d'exploitation de manière non rationnelle. Au cours des 50 dernières années, les SE suivants ont connu une diminution particulièrement importante : pêche, approvisionnement en eau, traitement des ordures et désintoxication, purification de l'eau, protection contre les risques de catastrophe naturelle, régulation de la qualité de l'air, du climat régional et local, protection contre l'érosion, plénitude spirituelle, et plaisir de l'esthétique (MEA, 2005b). La pêche et l'approvisionnement en eau douce, notamment, sont exploités bien au-delà des niveaux qui peuvent leur assurer une certaine durabilité : un quart des importants stocks commerciaux de poissons sont surexploités et près de 25 % de l'utilisation d'eau douce au niveau mondial excède les capacités d'approvisionnement accessibles à long terme. Tandis que ces 15 SE ont subi des dégradations, le MEA (2005b) considère que seuls quatre autres SE ont connu un renforcement au cours des 50 dernières années, dont trois sont liés la production de nourriture (culture, élevage, aquaculture), le quatrième étant la séquestration de carbone.

Ces constats mettent en lumière les interrelations complexes qui régissent les choix de développement humain et les réponses des systèmes vivants : les actions visant l'augmentation d'un SE particulier provoquent souvent la dégradation d'autres services, et par là même une diminution du bien-être humain.

Toujours selon le MEA (2005b), la dégradation des SE (souvent occasionnée par ou pour les populations les plus favorisées économiquement) entraîne des effets néfastes pour de nombreuses sociétés humaines, et en particulier pour les populations pauvres du monde. Si bien que les auteurs considèrent que ce phénomène constitue souvent le principal facteur responsable de la pauvreté et des conflits sociaux. Si les changements qui sont intervenus au niveau des écosystèmes pour assurer une production plus importante de nourriture ont pu aider de nombreuses personnes à sortir de la pauvreté ou de la faim, ces changements ont également causé de nombreux préjudices à d'autres individus et communautés. Ainsi, lorsqu'on superpose la carte mondiale de concentration des richesses biologiques avec celle de la richesse économique, on s'aperçoit qu'elles sont souvent inversement corrélées : au total, 1,3 milliard de personnes vivent dans des conditions d'extrême pauvreté, généralement dans des régions riches en biodiversité (Chevassus-au-Louis et al., 2009). Les populations locales des pays en développement dépendent principalement, pour leur nourriture et leur santé, des écosystèmes dans lesquels elles vivent ; les populations des pays riches puisent dans l'ensemble des écosystèmes de la planète, qu'il s'agisse de biens (en particulier alimentaires et énergétiques) ou de services (*Ibid*.).

Plus les changements globaux s'amplifient, plus les phénomènes sociaux néfastes qui en résultent (diminution de bien-être, inégalités, etc.) risquent de prendre de l'importance, en raison des phénomènes de rupture qui peuvent intervenir : les changements provoqués au niveau des écosystèmes augmentent la probabilité d'apparition de changements non linéaires à ce niveau (dont des changements accélérés, brutaux, et potentiellement irréversibles), avec des conséquences importantes sur le bien-être humain (MEA, 2005b). Les exemples de tels changements incluent l'apparition de maladies, la détérioration brutale de la qualité de l'eau, l'apparition de « zones mortes » dans les eaux côtières, l'effondrement de la pêche, et des perturbations au niveau du climat régional (*Ibid*.).

#### 1.4.1.2 Conséquences économiques de la dégradation de la biodiversité

Les coûts économiques liés aux dommages subis par les écosystèmes peuvent être substantiels. Plusieurs études ont été menées depuis les années 1990 dans le but de les évaluer, aux niveaux académiques et institutionnels, et à des échelles régionales et globales. A titre d'exemple, le MEA (2005b) cite l'effondrement au début des années 1990 de la pêche à la morue sur l'île de Terre-Neuve, due à la surexploitation de la ressource, qui s'est traduit par la perte de dizaines de milliers d'emplois et a coûté au moins deux milliards de dollars. En 1996, les coûts de l'agriculture au Royaume-Uni liés aux dommages causés par les pratiques

agricoles au secteur de l'eau (pollution, eutrophisation), à l'air (émissions de gaz à effet de serre (GES)), au sol (érosion), et à la biodiversité étaient évalués à près de trois milliards de dollars selon la même étude. Par ailleurs, les pertes économiques annuelles dues à des phénomènes extrêmes ont décuplé depuis les années 1950, pour atteindre environ 60 milliards de dollars en 2003, avec 84 % des pertes imputables à des catastrophes naturelles (inondations, feux, orages, sécheresses, tremblements de terre) (*Ibid*.).

A la suite du très médiatisé rapport Stern (2007), qui évaluait les conséquences économiques de l'inaction à l'horizon 2050 relativement aux dérèglements climatiques à l'échelle mondiale, un travail de même nature portant sur la dégradation des écosystèmes a été réalisé à la demande de la Commission européenne et du gouvernement allemand. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (Braat et ten Brink, 2008 ; TEEB, 2009) propose une évaluation des coûts de l'inaction relativement à l'érosion de la biodiversité et à la perte de SE. Un rapport intermédiaire du groupe de travail, publié en 2008, fournit les résultats suivants à l'échelle globale (les rapports suivants s'attachant à définir des valeurs monétaires par type d'écosystème) : en prenant pour référence le niveau de biodiversité estimé à l'année 2000, les auteurs déterminent que la perte monétaire annuelle due à la disparition des SE pourrait s'élever en 2050 à plus de sept pourcent du PIB mondial, soit 13938 milliards d'euros (Braat et ten Brink, 2008).

### 1.4.2 Prise de conscience des interdépendances entre sociétés humaines et biodiversité

Houdet (2010), en s'appuyant notamment sur les écrits d'Aubertin (2000) et Barbault et Chevassus-au-Louis (2004), soutient que la biodiversité, loin de ne représenter qu'une nouveauté terminologique, est porteuse d'une rupture conceptuelle majeure, en ce sens qu'elle surpasse le seul cadre des sciences de la vie et de la protection de la nature en replaçant les humains et leurs sociétés dans le monde vivant. Cette vision du monde, proche de celle de Passet (1979), met l'accent sur les interconnexions entre systèmes vivants et systèmes anthropiques et sur les rétroactions qui en résultent. La biodiversité et les écosystèmes conditionnent l'évolution des sociétés humaines qui s'y développent, à travers l'orientation de leurs modes de vie et de leurs cultures : langues, religions, alimentations, choix de développement, utilisations des terres et des ressources, arts, traditions, etc. (Barbault 2006, UNESCO 2008, cités dans Houdet, 2010). En retour, les comportements des sociétés humaines correspondent à des facteurs d'évolution intrinsèques de la biodiversité (*Ibid*.).

#### 1.4.2.1 Appropriation de la biodiversité aux différentes échelles des sociétés humaines

Compte tenu de la nouvelle perception du monde portée par le concept de biodiversité, chaque individu ou groupe d'individus est considéré comme acteur de la biodiversité. Les discours à son égard se sont donc diversifiés, globalisés, et ont été assimilés par les différents compartiments de nos sociétés. On assiste par exemple, au niveau académique, à un décloisonnement progressif des différentes disciplines afin de reformuler les problématiques de manière transversale (Houdet, 2010). Tous les décideurs, à différents niveaux, du local à l'international, et de différents types, qu'ils soient publics, privés, communautaires ou collectifs sont concernés : gouvernements, organisations internationales, communautés locales et peuples autochtones, organisations non gouvernementales, scientifiques, juristes, médias, consommateurs, entreprises, etc. (Chevassus-au-Louis et al., 2009).

#### 1.4.2.2 Introduction de la biodiversité dans le champ politique

L'introduction, dans le champ politique, du concept de biodiversité – et les évolutions perceptives qui l'accompagnent – aboutit en particulier à questionner les choix et les modèles de développement (Houdet, 2010). Elle se conceptualise « dans ses rapports avec les enjeux majeurs que sont par exemple la réduction de la pauvreté, la sécurité alimentaire et l'approvisionnement en eau potable, la croissance économique, les conflits liés à l'utilisation et à l'appropriation des ressources, la santé humaine, animale et végétale, l'énergie et l'évolution du climat. Cette vision implique de lier biodiversité et bien-être humain dans l'esprit de la réalisation des objectifs du millénaire pour le développement » (Babin et al., 2008, cités dan Houdet, 2010).

L'adoption en 1992 de la CDB élargit les responsabilités de nos sociétés, dans l'objectif de préserver le potentiel évolutif du vivant, d'en préconiser des usages durables, et de partager équitablement les bénéfices retirés de la biodiversité (Houdet, 2010). Les atteindre questionne, selon l'auteur, la manière dont ces enjeux peuvent être intégrés dans la gouvernance des états, dans les processus de décision (publics et privés, individuels et collectifs), et met en exergue l'importance de développer et mobiliser des outils de gestion adaptés à la structuration des sociétés humaines et de leurs activités (aux formes organisationnelles notamment) : modes de régulation économique eu égard à la biodiversité, et indicateurs de suivi et de pilotage des interactions entre activités humaines et biodiversité (*Ibid*.).

## 1.5 Comment garantir la viabilité des écosystèmes ?

La littérature que nous avons passée en revue jusqu'ici nous a permis de définir la biodiversité et les concepts-clés qui lui sont associés, et a mis en évidence son importance capitale dans le fonctionnement des écosystèmes, lui-même essentiel pour le soutien des formes de vie – dont la vie humaine – et le bien-être des individus. Ces considérations sont, par ailleurs, indissociables des menaces qui pèsent sur les écosystèmes et sur la biosphère, ces dernières étant susceptibles de remettre en question le fonctionnement des systèmes vivants et les bienfaits qui en sont retirés. Considérées dans leur globalité, ces pressions (notamment les changements climatiques, la pollution des eaux et des sols, les changements d'usage des terres, la déforestation, et la surexploitation des ressources renouvelables) sont qualifiées de « changements globaux » (Trommetter et Weber, 2004), c'est-à-dire « l'ensemble des changements induits dans la dynamique de la biosphère par les activités humaines, directement ou non » (p.137). Les auteurs mettent en avant l'amplification récente de ces phénomènes en s'appuyant sur deux exemples : la rapidité des changements climatiques actuels par rapport aux précédentes phases de réchauffement et refroidissement atmosphérique, et la vitesse d'érosion de la biodiversité à laquelle nous assistons, comparée à celle des crises d'extinction passées.

Dans ce contexte, qualifié par les auteurs de « forte incertitude », les conditions d'existence des écosystèmes relèvent non seulement de leur bon fonctionnement, mais requièrent avant tout et a minima l'atténuation de ces bouleversements. Ces préconisations peuvent cependant s'avérer insuffisantes : « si nous prenons une décision appropriée, […] les effets de la décision seront sensibles après plusieurs décennies, pendant lesquelles les rythmes de changement environnemental pourraient encore s'accélérer. » (*Ibid*., p.138) Si bien que « [l]a question qu'il nous faut affronter est de savoir si et comment le monde vivant (dont l'espèce humaine) pourra s'adapter à une évolution aussi rapide de la biosphère » (*Ibid*., p.198).

### 1.5.1 La résilience écologique, concept-clé pour la viabilité des écosystèmes

Pour Griffon et Weber (1996, p.174), « la viabilité [des écosystèmes] implique un fonctionnement de l'ensemble des cycles biologiques dans des conditions telles qu'il y a renouvellement permanent de ses structures et de ses fonctions, de telle sorte que le potentiel de production est maintenu et que l'on n'obère pas sa production future ». Les auteurs poursuivent cette idée en affirmant que « l'ensemble [des] états de viabilité présente par ailleurs la propriété de résilience aux aléas exogènes connus » (p.174). Le fonctionnement

viable des écosystèmes – apte à assurer, sous certaines conditions, la capacité des humains à prélever les SE indispensables à leur existence et à leur bien-être sur le long terme – se trouve ainsi garanti par la propriété de résilience de ces écosystèmes, en leur permettant de faire face aux perturbations. Houdet (2010), dans sa recherche, parvient aux mêmes conclusions : en partant des considérations de Trommetter et Weber (2004) – lesquels estiment que « l'enjeu est bien d'éviter toutes irréversibilités écosystémiques pour conserver le potentiel évolutif de la biodiversité et assurer notre futur dans le cadre de changements globaux caractérisés par de nombreuses incertitudes » (Houdet, 2010, p.132) – l'auteur considère que « pour nous assurer contre [ces] incertitude[s] et préserver notre avenir, nous devons clairement rechercher des écosystèmes résilients et diversifiés. » (p.132).

D'un point de vue générique, la résilience représente la capacité d'un système à retrouver une ou plusieurs propriétés malgré des bouleversements dus à des perturbations que le système ne maîtrise pas (Martin, 2005). Holling (1973) a toutefois mis en avant, dans son article séminal, deux aspects de la résilience – l'*engineering resilience* et l'*ecological resilience* – dont les définitions ont obtenu un certain consensus dans le domaine de l'étude des systèmes écologiques et sociaux (Martin, 2005). L'*engineering resilience* mesure le temps de retour d'un système à un équilibre global après avoir subi une perturbation (Pimm, 1984), définition qui met l'accent sur les concepts d'équilibre et de stabilité des équilibres, notions très controversées dans les sciences du vivant. L'*ecological resilience* mesure, elle, l'intensité maximale que le système peut absorber sans changer de comportement. Suivant cette dernière conception, Walker et al. (2004) définissent la résilience comme la capacité d'un système à absorber une perturbation et à se réorganiser tout en subissant le changement, de manière à conserver les mêmes fonctions, structures, et réponses.

Le concept de résilience des écosystèmes inclut donc l'idée de maintien des structures et fonctionnalités écosystémiques formulée par Griffon et Weber (1996), mentionnée en *supra*, et ce, malgré l'occurrence de changements et perturbations. Nous considérons à ce titre que la résilience écologique (pour *ecological resilience*, dénommée simplement « résilience » dans la suite de nos travaux) représente la condition essentielle de la viabilité – autrement dit du fonctionnement pérenne – des systèmes vivants.

### 1.5.2 Résilience des écosystèmes et biodiversité

La résilience des écosystèmes apparaît comme étroitement corrélée à leur biodiversité, du fait de la participation d'espèces ou de groupes d'espèces à des fonctions-clés, dont le

déroulement est essentiel pour que les écosystèmes soient en mesure de conserver l'ensemble de leurs processus fonctionnels (Diaz et Cabido, 2001). Plus précisément, c'est la variabilité des réponses aux changements environnementaux des espèces au sein de ces groupes fonctionnels qui s'avère fondamentale pour la résilience des écosystèmes (Folke et al., 2004). Cette caractéristique, qualifiée de « diversité de réponse » (« *response diversity* », cf. Elmqvist et al., 2003), se définit comme la diversité des réponses aux changements écologiques parmi les espèces qui contribuent à la même fonction écosystémique. Walker et al. (1999, cité dans Folke et al. 2004) proposent l'exemple des prairies pâturées semi-arides pour illustrer cette propriété : la résilience de la production de ces écosystèmes face aux pressions externes tient au maintien d'un nombre important d'espèces communes, considérées comme redondantes et moins importantes du point de vue de la maximisation de la production, mais chacune présentant une capacité différente à répondre aux perturbations exogènes (sécheresse, pâturage, etc.). Ces espèces peuvent ainsi apparaitre alternativement selon l'intensité des changements dans les facteurs externes, et se remplacer les unes les autres au fil du temps, assurant le maintien des fonctions assurées par les pâturages sur une large gamme de conditions environnementales. Cette redondance, dénommée « redondance fonctionnelle », et la diversité des réponses à laquelle elle participe, sont donc essentielles dans le maintien de la résilience : les écosystèmes ayant une diversité de réponse élevée augmentent leurs probabilités de réorganisation ou de renouvellement dans un état souhaitable après perturbation (Folke et al., 2004). Yachi et Loreau (1999) proposent à ce titre une « hypothèse d'assurance » pour décrire le rôle de la diversité des espèces comme facteur de stabilité des écosystèmes face aux perturbations, qu'ils expliquent par l'occurrence de « compensations fonctionnelles », conséquences des redondances fonctionnelles susmentionnées.

Folke et al. (2004) précisent que les relations entre diversité des espèces et résilience ne sont toutefois pas automatiques. Ainsi, accroitre le nombre d'espèces dans un écosystème au sein duquel une redondance fonctionnelle apparaît déjà n'améliorera pas ses performances. De même, si des espèces redondantes du point de vue fonctionnel n'expriment aucune diversité de réponses, elles ne participeront pas forcément à la résilience de l'écosystème ni à sa « valeur d'assurance ». En revanche, dans les contextes dans lesquels une importante diversité des réponses s'exprime, la valeur d'assurance de la biodiversité devient significative, et permet de garantir le maintien d'états souhaitables des écosystèmes face à l'incertitude (*Ibid*.). Nous proposons de poursuivre le raisonnement en notant que l'incertitude, justement, se caractérise par la survenue d'évènements imprévus (dont le risque d'apparition n'est pas

mesurable), et parfois inédits. Pouvoir prédire, dans ce contexte, la réponse d'une espèce à un changement non anticipé ne semble pas réalisable. Chacune d'entre elles pourrait, en effet, s'avérer précieuse pour sa participation à la capacité de l'écosystème à se réorganiser en conservant ses processus et fonctions à la suite d'une perturbation. C'est donc la biodiversité dans son ensemble, en tant que réserve exhaustive de réponses fonctionnelles face aux changements environnementaux (Abbadie et Lateltin, 2004, cité dans Houdet, 2010), qui doit être considérée comme fondamentale pour la résilience des écosystèmes, représentant ainsi ce que McNeil et Shei (2002, cité dans Houdet, 2010) qualifient d'« assurance-vie » des écosystèmes. Soutenir le fonctionnement des écosystèmes et rechercher leur résilience doit ainsi conduire à préserver, voire optimiser, leur diversité biologique.

Nous proposons, à présent, de nous pencher sur les modalités permettant de rendre opérationnelle la recherche de résilience écologique, en ce qui concerne en particulier la gestion des écosystèmes et la régulation des activités humaines.

### 1.5.3 Résilience et respect des seuils écologiques

#### 1.5.3.1 De la résilience aux seuils écologiques

May, quelques années après Holling (1973), publie un autre article marquant sur la résilience écologique, traitant spécifiquement des seuils (ou points de rupture, points de basculement) existants entre une multiplicité d'états stables dans la dynamique des écosystèmes (May, 1977). Ce concept de seuil écologique, considérablement exploré depuis aux niveaux théorique et empirique, peut se caractériser relativement aux définitions de la résilience écologique (cf. Figure 5). Celle proposée par Johnson (2013) illustre bien cet héritage conceptuel : il comme la « […] capacité d'un système écologique à absorber une perturbation ou une variation environnementale et à maintenir sa structure et son fonctionnement, avant d'amorcer une transition vers un autre état alternatif »[3] (p. 58). Suivant cette conception, les écosystèmes sont considérés comme existant dans des vallées de stabilité, où la profondeur de la vallée représente la résistance du système aux perturbations, et où la pente de la vallée représente sa résilience, soit la vitesse à laquelle il retournerait à un état stable après perturbation. Si la perturbation est suffisamment forte, le système peut être conduit au-delà du « pic » (représentant le seuil écologique), dans une autre vallée de stabilité, correspondant à un ensemble d'états stables alternatifs (Groffman et al., 2006, cf. Figure 5).

---

[3] Notre traduction de : *"[…] capacity of an ecological system to absorb disturbance or environmental variation and maintain existing structure and function before transitioning to an alternative state"*

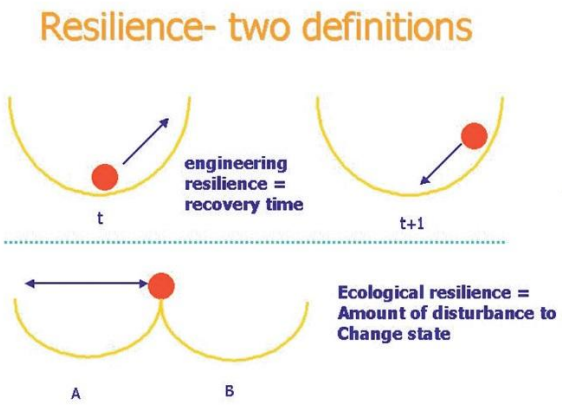



**Figure 5. Les deux définitions de la résilience (Groffman et al., 2006, p.14).**

« Les définitions de la résilience ont évolué au cours des années 1980 et 1990, passant d'une *ingeneering resilience*, correspondant à la durée que prend un système pour se remettre d'une perturbation, à une *ecological resilience*, basée sur le niveau de perturbation nécessaire pour changer l'état d'un système, en l'entraînant au-delà du seuil écologique, de l'état A à l'état B. »[4] (*Ibid.*, p.14)

Cette conception de la résilience met en évidence l'importance à accorder à la définition de l'état souhaitable des écosystèmes, la résilience constituant une propriété relative à un état particulier (certains états écologiques non souhaitables du point de vue social peuvent s'avérer particulièrement résilients). Elle permet également de caractériser de manière plus précise les conditions du maintien d'un état écologique résilient, à savoir le maintien de l'écosystème à distance des seuils écologiques.

#### 1.5.3.2 Définition des seuils écologiques

Pour Groffman et al. (2006), « [u]n seuil écologique correspond au point auquel se produit un changement abrupt pour une qualité, une propriété, ou un phénomène écosystémique, ou auquel de faibles changements d'un facteur environnemental produisent des réponses importantes de l'écosystème »[5] (p.1). Une autre définition, plus générale et souvent mentionnée dans la littérature, est celle d'un changement non linéaire au niveau d'un élément

---

[4] Notre traduction de : *"Definitions of resilience have changed over the last two decades from an "engineering resilience" concept based on how quickly a system recovers from disturbance (top), to an "ecological resilience" that considers the amount of disturbance necessary to change the state of an ecosystem, pushing it over the "ecological threshold" from state A to state B."*

[5] Notre traduction de : *"[a]n ecological threshold is the point at which there is an abrupt change in an ecosystem quality, property or phenomenon, or where small changes in an environmental driver produce large responses in the ecosystem"*

écosystémique à la suite d'une perturbation progressive de facteurs externes (Monkkonen et Reunanen, 1999 ; Huggett, 2005 ; Suding et Hobbs, 2009 ; Swift et Hannon, 2010).

Jax (2014) propose une description plus précise du phénomène. Lors d'un changement graduel des conditions environnementales externes, la réponse d'un écosystème, caractérisé par une propriété particulière représentative de son état, peut suivre différentes trajectoires. Elle peut être, dans certains contextes, progressive et linéaire (cf. Figure 6a), auquel cas aucun seuil écologique n'est observé. Dans d'autres circonstances, l'écosystème, après une période de réponse modérée, peut réagir de manière plus abrupte à ces changements graduels lorsqu'un seuil est franchi (cf. Figure 6b et 6c). Les deux cas « b » et « c », dans la Figure 6, sont cependant différents : alors qu'en « b » le retour à l'état antérieur n'exige que le rétablissement progressif des conditions externes jusqu'à atteindre celles s'exerçant avant le basculement, le cas « c » s'avère irréversible, tout du moins en empruntant le cheminement inverse à celui qui a conduit au changement d'état.

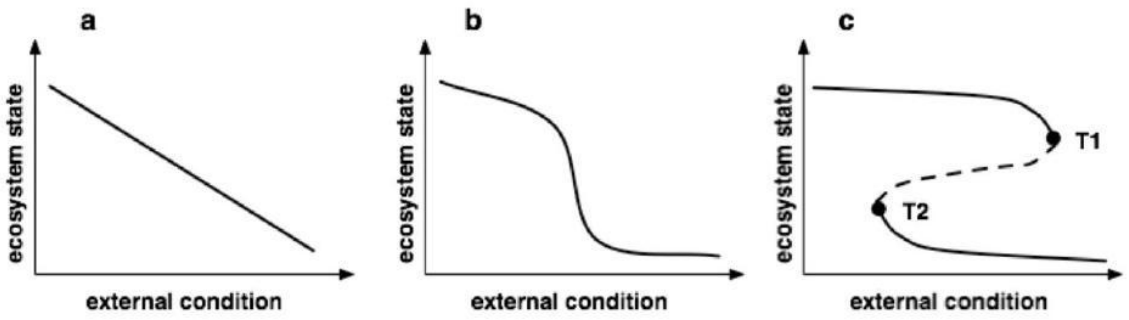



**Figure 6. Différents types de réponses des écosystèmes aux changements de conditions externes (Jax, 2014, p.2).**

#### 1.5.3.3 Seuils écologiques et limites de régulation

Johnson (2013), puis Jax (2014), insistent sur la distinction à opérer entre deux notions proches et parfois confondues : l'identification des « seuils écologiques » et la détermination des « limites de régulation » (*regulatory limit* selon Kennett, 2006, ou *management threshold*, i.e. « seuils de gestion », pour Martin et al., 2009, tous deux cités dans Johnson, 2013). Comme précisé en *supra*, les seuils écologiques représentent des points de basculement des écosystèmes entre un ensemble d'états stables et un autre ensemble d'états stables alternatifs, souvent constatés empiriquement, tandis que les limites de régulation correspondent à l'intensité maximale tolérée (par les institutions régulatrices) pour certains facteurs

environnementaux ou dégradations environnementales anthropiques, au-delà desquelles des risques écologiques considérés inacceptables sont prévisibles. Si les seuils de basculement sont basés uniquement sur des données et observations scientifiques, les limites de régulation ne sont pas de même nature, étant généralement le fruit d'arbitrages entre des informations de nature écologique (par exemple l'existence de points de basculement) et d'autres considérations, parfois rivales, inhérentes aux populations humaines concernées (critères sociaux ou économiques par exemple).

#### 1.5.3.4 Etude empirique des seuils écologiques

De nombreux travaux académiques ou publiés dans la littérature grise se sont intéressés à l'identification et à la description de seuils écologiques. Selon Huggett (2005), la majorité des études empiriques ont été menées sur des écosystèmes agricoles, forestiers, et aquatiques, soumis à divers degrés de modification, de perte, ou de fragmentation. Par exemple, Gunderson et Holling (2002, cité dans Groffman et al., 2006) traitent du basculement écologique intervenu dans la baie de Floride, où l'estuaire a évolué, du fait des perturbations anthropiques, d'un système d'eau claire dominé par les macroalgues à un système turbide dominé par des proliférations phytoplanctoniques. Folke et al. (2004) proposent une revue des études traitant de basculement survenus au niveau de lacs, rivières, océans, et forêts : basculements avérés d'eaux claires vers des eaux turbides, de végétation benthique vers des algues vertes, de forêts de luminaires vers une dominance d'échinidés, de structures herbacées vers des structures arbustives, de dominance de pins à dominance de feuillus, etc. D'autres nombreuses études empiriques de points de basculement ont également été recensées au sein d'une base de données[6] par la *Resilience Alliance* (Walker et Meyers, 2004).

#### 1.5.3.5 Seuils écologiques et gestion environnementale

Les institutions régulatrices mobilisent largement à l'heure actuelle les données scientifiques relatives aux seuils écologiques dans le cadre de la gestion environnementale. C'est notamment le cas de la régulation des rejets de polluants liquides ou gazeux : les réglementations actuelles dépendent souvent de relations dose-réponse, présentant des seuils, pour la détermination des restrictions d'exposition aux polluants (Groffman, 2006). C'est également le cas dans le cadre des programmes de conservations d'espèces d'intérêt particulier, en raison de leur valeur économique (e.g. stocks de poissons, Samhouri, 2010) ou

[6] Site internet de la *Resilience Alliance* : http://www.resalliance.org/index.php/thresholds_database (page consultée le 23/02/2015)

patrimoniale (Axys Environmental Consulting, 2001 ; Brenden et al., 2008 ; Canadian Ministry of Natural Resources, 2009 ; Rompré et al., 2010 ; Srebotnjak et al., 2010).

Toutefois, il est important de mentionner les difficultés qui apparaissent dans le cadre des recherches portant sur les seuils écologiques, et les limites qu'elles induisent pour la mobilisation opérationnelle des seuils écologiques dans le cadre de la gestion des écosystèmes. Selon Jax (2014), elles sont principalement de deux types : les difficultés de nature sociale liées la détermination des états de référence (ou états souhaitables) des écosystèmes, et celles, techniques, liées à l'identification précise des seuils. Par exemple, le fonctionnement d'un écosystème et son état de référence peuvent être déterminés via la capacité des populations humaines à en retirer des SE (Swift et al., 2004, cité dans Jax, 2014), mais ils peuvent également se concevoir en dehors de toute considération utilitariste, cela en fonction de sa nature, de sa localisation, et des enjeux socio-économiques territoriaux qui lui sont associés. L'auteur propose une série de questionnements à traiter de manière spécifique selon les situations, afin de conduire à la caractérisation de données exploitables pour l'opérationnalisation des seuils écologiques. Par exemple : quelles variables choisir pour la caractérisation d'un écosystème ? (toutes les propriétés du système peuvent en effet ne pas basculer en même temps) Quelle est l'échelle de temps appropriée pour apprécier de tels changements ? A partir de quel écart entre deux états d'un écosystème doit-on considérer qu'un basculement s'est opéré ? Le basculement observé est-il la résultante de facteurs environnementaux externes ou de dynamiques internes au système ? Ainsi, malgré le fait que la communauté scientifique approuve le concept de seuil écologique et de multiples états stables, leur recherche et application à la gestion environnementale sont limitées dans la pratique (Scheffer et Carpenter 2003 ; Walker et Meyers 2004 ; Groffman et al., 2006). Ceci tient à la fois aux difficultés mentionnées en *supra*, mais également à des contraintes plus pragmatiques : processus longs, exigeants, spécifiques, souvent coûteux (en raison du contexte local des conditions d'apparition des seuils, même dans des cas simples comme la toxicité de l'eau : cf. Ritter et al., 2007) (Groffman et al., 2006 ; Johnson, 2013).

Malgré les complexités soulevées précédemment, différents arguments sont avancés dans la littérature scientifique portant sur les seuils écologiques pour justifier la pertinence de leur utilisation dans le cadre de la gestion des écosystèmes. Certains auteurs mentionnent notamment le besoin, exprimé par de nombreux gestionnaires d'écosystèmes, de détenir des informations fiables relatives à ces points de basculement en raison des conséquences extrêmement dommageables de leur dépassement : limitation des actions de gestion futures, irréversibilité, etc. (Groffman et al., 2006). Un point de vue qui pourrait, s'il était porté à leur

connaissance, être partagé par nombre de décideurs publics et privés, en raison des implications économiques de leur dépassement : limitation de l'activité économique, du bien-être des populations, surcoûts liés à la restauration des écosystèmes ou au remplacement des SE, etc. L'utilisation des seuils écologiques et des limites de régulation pourrait également permettre de relever certains défis techniques rencontrés par les professionnels de la gestion des écosystèmes (Salmo Consulting, 2006 ; Krausman and Harris, 2011). Les activités économiques et les perturbations qu'elles peuvent générer sont notamment susceptibles de s'accumuler et d'interagir entre elles à l'échelle des écosystèmes, et les études d'impact classiques, aptes à gérer les effets d'une activité particulière sur un temps donné, s'avèrent inefficaces pour gérer plusieurs perturbations dans le temps (Johnson, 2013). Les limites de régulation semblent, dans ces contextes, offrir la possibilité de prendre en charge de manière efficace les effets cumulatifs, notamment via le processus de définition proposé par Johnson (2013) : identification des seuils écologiques pertinents à l'échelle d'un écosystème impliquant plusieurs acteurs, concertation entre parties prenantes et répartition des limites de gestion, et validation des éventuels nouveaux projets à la condition qu'ils s'inscrivent dans ces limites. Selon Groffman et al. (2006), l'intérêt de l'utilisation des seuils écologiques s'est, de plus, fortement accentué avec la popularité grandissante des pratiques de gestion adaptative des écosystèmes (*adaptive management*). A travers ce processus de gestion, développé à l'origine par les partisans du concept de résilience dans l'objectif de garantir de manière opérationnelle la résilience des écosystèmes (Holling, 1978), des solutions aux problématiques écologiques locales sont identifiées et implémentées, mais l'originalité du système tient au fait que les prescriptions sont régulièrement réévaluées et adaptées à la lumière des réponses de l'écosystème. Pour de nombreux auteurs, ce type de gestion des écosystèmes doit être associé à l'utilisation des seuils écologiques (Groffman et al., 2006) : il permet, via l'expérimentation et l'apprentissage qu'il implique, de faciliter leur détermination en cas d'incertitudes et, lorsqu'ils ont été identifiés, de les intégrer dans les processus de gestion afin de les respecter (Kingsford et al., 2011).

# 2 L’organisation : concepts et conditions de viabilité

Dans la section précédente, nous avons mis en évidence à la fois le rôle majeur des écosystèmes dans l’accès des populations humaines au bien-être, et les dangers grandissants qui pèsent sur les capacités de fonctionnement de ces écosystèmes – menaces essentiellement attribuables à la conduite des activités humaines.

Nous nous intéressons ici à ces activités, et en particulier aux entités microéconomiques qui interagissent directement avec les systèmes naturels, et qui sont donc potentiellement à l’origine des dégradations environnementales : les organisations.

Les organisations, qui structurent les sociétés dans lesquelles les humains évoluent, sont le fruit de constructions sociales progressives. Après avoir défini l’organisation, nous étudions les raisons qui ont conduit à cette structuration des interactions sociales, ainsi que leur rôle dans l’accès au bien-être pour les populations humaines (sous-section 2.1). Puis, dans la seconde sous-section, nous cherchons à définir les conditions essentielles de la viabilité des organisations (sous-section 2.2).

## 2.1 Caractérisation de l’organisation

### 2.1.1 Définition de l’organisation

Dans notre intention de définir l’organisation, il est apparu délicat de caractériser de manière univoque le concept, ceci en raison de la variété des disciplines qui s’y intéressent, de l’ambiguïté du terme, et de l’hétérogénéité des formes que peut revêtir l’organisation. Certains auteurs, comme Rojot (2005, cité dans Landrieux-Kartochian, 2013), décident d’ailleurs volontairement pour les mêmes raisons d’omettre cette étape dans leurs publications.

Le terme « organisation » peut s’employer pour désigner aussi bien un objet (l’entité), qu’une action (la mise en ordre des objets), ou une méthodologie. Notre intérêt, dans le cadre de notre travail de recherche, se porte en particulier sur l’organisation en tant que représentation et formalisation des activités humaines, sur l’entité donc, qui interagit avec son environnement (au sens large), les structures écosystémiques, et peut conduire à leur dégradation. La sociologie, la philosophie, l’anthropologie, la gestion, l’économie, les sciences cognitives, ont entrepris d’analyser l’organisation sous sa forme d’entité, selon des angles d’approche spécifiques. Chaque discipline cherche à répondre à des problématiques diverses, comme par exemple celle d’expliquer l’émergence et l’existence des organisations, ou celle d’identifier

les différentes catégories d'organisation, ou encore celle des meilleurs arrangements organisationnels. Selon Landrieux-Kartochian (2013), la théorie des organisations est ainsi devenue une discipline à part entière, intégrant les points de vue et concepts de ces multiples disciplines. Dans notre tentative de définir l'organisation, nous pouvons donc nous baser sur ce corpus pluridisciplinaire, afin de faire émerger les caractéristiques spécifiques de ces entités.

Landrieux-Kartochian (2013), en citant Rojot (2005), propose une revue de littérature des différentes définitions de l'organisation : « Une organisation peut se définir comme :

- « la coordination rationnelle des activités d'un certain nombre de personnes en vue de poursuivre des buts et des objectifs implicites communs » (Schein, 1970) ;
- « des unités sociales essentiellement destinées à atteindre certains buts » (Parsons, 1964) ;
- « des systèmes d'activités dirigées vers un but et maintenant leurs frontières » (Aldrich, 1979) ;
- « un système de relations interpersonnelles structurelles » (Presthus, 1958) ;
- « une réponse au problème de l'action collective » (Crozier et Friedberg, 1977) ;
- « les organisations n'existent pas. Elles sont un mythe, seuls existent des événements liés ensemble par des cercles de causalité » (Weick, 1979) » (p.17). L'auteure complète la liste par les définitions de March et Simon (1993) et de Scott (1998), respectivement : « des systèmes d'action coordonnée entre des individus et groupes dont les préférences, l'information, les intérêts et le savoir différent », et « des structures sociales créées par les individus pour les aider à poursuivre en commun des buts précis » (p.17).

Nous identifions plusieurs points saillants parmi ces définitions, sur lesquels nous nous appuyons pour construire une définition de l'organisation se voulant consensuelle : le regroupement d'individus ; la coordination d'actions ; la dimension systémique (i.e. un ensemble d'éléments en interaction et l'existence de frontières) ; l'existence de buts précis. Nous définissons ainsi l'organisation comme « un système composé d'individus dont les actions sont coordonnées de manière à atteindre un ou plusieurs objectifs précis ».

### 2.1.2 Emergence de l'organisation

L'organisation se constitue pour des raisons pratiques, elle représente en ce sens une réponse au problème de l'action collective (Nogatchewsky et Pezet, 2011 ; Landrieux-Kartochian, 2013). Lorsque l'action individuelle est insuffisante pour l'atteinte d'un objectif, les individus doivent s'associer et constituer un groupe. L'atteinte de l'objectif nécessite alors de relever

certains défis inhérents à l'action collective, des défis d'ordre organisationnel, c'est-à-dire de coordination des agents : mise en place de la hiérarchie, circulation de l'information, prise de décision, résolution des conflits, etc. L'organisation, ou plutôt « les » organisations, tant les modalités de coordination sont diverses, en tant qu'objets d'étude, cherchent ainsi à apporter des réponses à ces défis. A ce titre, les travaux de Mintzberg (1982) sont particulièrement instructifs, dans le sens où ils proposent une synthèse des différentes approches théoriques antérieures, débouchant sur une typologie des « configurations organisationnelles » qui peuvent être adoptées par les organisations pour l'atteinte de leurs objectifs.

L'auteur établit en premier lieu la qualification des différentes composantes de l'organisation : son sommet hiérarchique (les dirigeants, dont la fonction est de conduire l'organisation à remplir sa mission), sa technostructure (les analystes, dont le rôle est la standardisation au sein de l'organisation), son centre opérationnel (les membres qui produisent ou soutiennent la production), sa ligne hiérarchique (les cadres qui lient, via une ligne d'autorité, le sommet hiérarchique au centre opérationnel), et son support logistique (services fournissant un soutien indirect au reste de l'organisation) (cf. Figure 7).

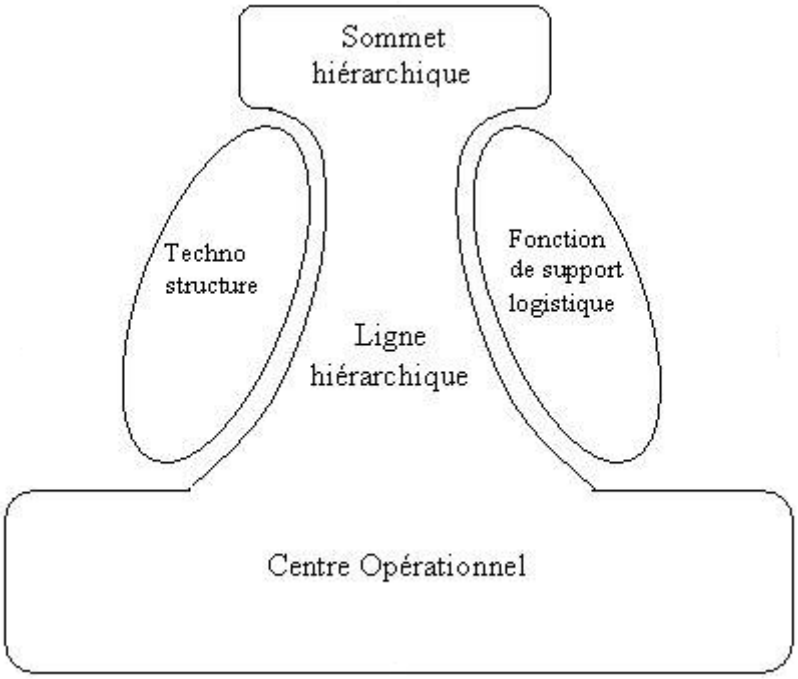



**Figure 7. Les six composantes de l'organisation de Mintzberg (Baille, s.d., p.56).**

L'existence de flux entre ces différentes composantes, la définition de ses paramètres de conception (conception des postes, du système de prise de décision, etc.), et la proposition de

facteurs de contingence (éléments externes que l'organisation ne contrôle pas mais qui l'influencent), conduisent ensuite Mintzberg à identifier cinq principaux types de configurations organisationnelles : la structure simple, la bureaucratie mécaniste, la bureaucratie professionnelle, la structure divisionnelle, et l'adhocratie (cf. Tableau 3).

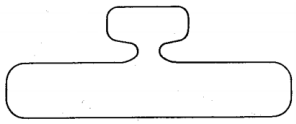
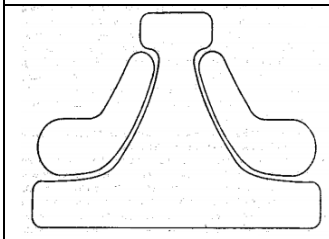
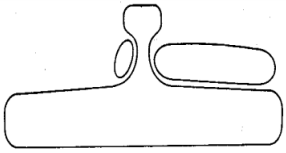
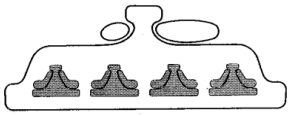
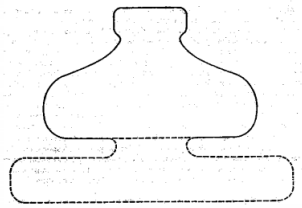
| | |
|---|---|
|  | **Structure simple**<br>Structure de petite et moyenne entreprise, peu formalisée, dépendante d'un « homme-orchestre », le dirigeant, sans technostructure ni fonctions logistiques, système technique simple.<br>Exemples : concession automobile, agence gouvernementale, etc. |
|  | **Bureaucratie mécaniste**<br>Forte standardisation du travail, grande taille, environnement simple et stable, centralisation.<br>Exemples : système postal, prison, compagnie aérienne, constructeur automobile, etc. |
|  | **Bureaucratie professionnelle**<br>Forte standardisation des qualifications du personnel, grande taille, environnement complexe et stable, système technique simple.<br>Exemples : universités, hôpitaux, systèmes d'éducation, cabinets d'expertise comptable, etc. |
|  | **Structure divisionnelle**<br>Marchés diversifiés, grande taille, standardisation des résultats.<br>Exemples : grands groupes, universités avec plusieurs établissements, système hospitalier composé de plusieurs hôpitaux, etc. |
|  | **Adhocratie**<br>De « ad hoc » (formé dans un but précis) et « cratie » (mode de gouvernement). Les acteurs agissent sur la stratégie. Pouvoir de décision lié à leur compétence technique. Mode de structure adapté à des organisations jeunes et de petite taille. Coordination par ajustement mutuel.<br>Exemples : agences spatiales, production cinématographique, technologies de pointe, etc. |

**Tableau 3. Les cinq configurations structurelles de Mintzberg (adapté de Baille, s.d., p.70-79).**

Cette distinction des organisations selon leur configuration structurelle illustre bien les raisons de leur émergence : à travers cette structuration adaptative, elles sont aptes à se conformer

efficacement aux différentes contraintes de l'action collective, selon les objectifs qu'elles poursuivent et suivant les contextes dans lesquels elles évoluent.

### 2.1.3 Typologie des organisations

La sous-section précédente, en nous éclairant sur l'émergence des formes organisationnelles, nous fait également entrevoir l'importante diversité de ces entités. Nous proposons de caractériser plus précisément cette variété en nous centrant sur leurs fonctions économiques, et d'établir une typologie des organisations basée sur ce critère particulier. Nous nous appuyons pour cela sur les sciences comptables qui, au travers du cadre des systèmes comptables nationaux (Eurostat et al., 1993 ; Eurostat et al., 2013 ; Eurostat 1995 ; Eurostat, 2013), proposent une classification des organisations selon leurs rôles d'agents économiques.

Le terme d'agents économiques désigne les entités qui évoluent dans le système économique, et qui sont dénommées « unités institutionnelles » dans le cadre de la comptabilité nationale. Elles y sont réunies dans des groupes plus ou moins homogènes, selon des critères juridiques et comptables, et en fonction de leur activité propre. « Les principales caractéristiques d'une unité institutionnelle peuvent être décrites comme suit : a) elle est en droit de posséder, de plein droit, des biens et des actifs ; elle est donc capable d'échanger la propriété de biens ou d'actifs dans des opérations réalisées avec d'autres unités institutionnelles ; b) elle est capable de prendre des décisions économiques et de s'engager dans des activités économiques pour lesquelles elle est tenue directement responsable et redevable en droit ; c) elle est capable de souscrire des dettes en son nom propre, de prendre d'autres obligations ou des engagements futurs, et de conclure des contrats ; d) il existe pour l'unité un ensemble complet de comptes, y compris un bilan, ou bien il serait possible et significatif, à la fois d'un point de vue économique et d'un point de vue juridique, d'établir un ensemble complet de comptes s'ils étaient demandés » (FMI, 2009).

Les unités institutionnelles qui présentent des « comportements économiques similaires caractérisés par leur fonction principale et la nature de leur activité »[7] sont regroupées en cinq secteurs institutionnels : les sociétés financières ; les sociétés non financières ; les administrations publiques ; les ménages ; les institutions sans but lucratif au service des ménages.

---

[7] Site internet de l'INSEE : http://www.insee.fr/fr/methodes/default.asp?page=definitions/secteur-institutionnel.htm (page consultée le 02/08/2015)

« Le comportement économique des unités du secteur des sociétés diffère nettement de celui des unités du secteur des administrations publiques. Les sociétés sont créées pour produire des biens et des services marchands, tandis que les administrations publiques fournissent des biens et des services non marchands à la collectivité ou aux ménages et redistribuent le revenu et les richesses. Les sociétés se distinguent des ménages, autres agents pouvant avoir une production marchande, parce que ceux-ci sont motivés par des objectifs économiques différents, notamment de consommation finale. Les sociétés financières diffèrent des sociétés non financières au premier niveau de subdivision, parce que l'activité consistant à faciliter l'acheminement des fonds des prêteurs vers les emprunteurs en assurant l'intermédiation entre eux (intermédiation financière) est intrinsèquement différente des autres types d'activité productive » (FMI, 2000, p.14).

Les sociétés financières regroupent les sociétés (entité productrice de biens ou de services marchands) et quasi-sociétés (par exemple entreprises publiques et individuelles non constituées en sociétés) exerçant une activité de nature financière, ce qui correspond principalement aux banques, assurances, fonds de pension, etc. Le secteur institutionnel des sociétés non financières correspond aux sociétés, quasi-sociétés (entreprises publiques ou individuelles par exemple, non constituées en sociétés), et institutions sans but lucratif, dont l'activité principale consiste à produire des biens et des services marchands non financiers. Nous regrouperons pour la suite de nos travaux les sociétés financières et non financières sous le vocable « entreprises » ou « firmes », et préciserons, lorsque nécessaire, la nature de l'activité marchande qu'elles exercent (financière ou non financière).

Les administrations publiques assurent la redistribution des revenus et du patrimoine au moyen de transferts, ainsi que la production de biens et services non marchands destinés à la collectivité ou aux ménages. Ces biens et services peuvent être obtenus gratuitement ou vendus à des prix économiquement non significatifs. Les administrations publiques comprennent les administrations publiques centrales (l'Etat et les organismes d'administration centrale), les administrations publiques locales (les différents niveaux de collectivités locales, et les organismes et institutions non lucratives qui s'y rattachent) et les administrations de sécurité sociale (assurance sociale et organismes qui y sont liés, hôpitaux pour l'essentiel).

Le secteur des institutions sans but lucratif au service des ménages, qualifiées par le passé d'administrations privées, a pour activité principale de fournir des biens et des services gratuits ou à des prix non économiquement significatifs aux ménages ou à la collectivité. Ces institutions comprennent par exemple les associations professionnelles, syndicats,

associations de consommateurs, partis politiques, sociétés savantes, associations religieuses, associations culturelles, ou clubs sportifs.

Enfin, les ménages constituent des « groupe[s] de personnes qui partagent le même logement, qui mettent en commun une partie ou la totalité de leur revenu et de leur patrimoine et qui consomment collectivement certains types de biens et de services, principalement de la nourriture et des services de logement. » (FMI, 2009, p. 71).

### 2.1.4 Organisations et bien-être humain

Selon les préceptes de l'économie néoclassique, le développement économique est garant du bien-être humain. La croissance économique, sur laquelle s'appuie le développement en modifiant sa nature et ses effets, représente donc une composante essentielle du bien-être humain – bien que cette condition ne soit pas suffisante (Dévoué, 2009). Comme l'explique Cornilleau (2006) « [à] court terme, il est assez peu discutable que la croissance économique détermine le niveau du bien-être social ; si la croissance est faible, le chômage augmente, les revenus ont tendance à stagner, les contraintes sur la consommation deviennent plus fortes et, au total, le niveau de bien-être est en moyenne plus faible que dans les périodes de croissance forte de l'économie et des revenus. » (p.12).

Par ailleurs, comme le stipule Stiglitz (2002) « [l] 'activité économique a pour but d'accroître le bien-être des individus, donc les structures économiques permettant d'atteindre cet objectif sont préférables aux autres » (p.9). C'est donc l'ensemble du système économique, les différentes structures et les différents processus qui le composent (notamment l'activité de production et de consommation de biens et de services, et la redistribution), l'activité des divers agents économiques en somme, qui s'avèrent primordiaux pour le bien-être humain et dont il convient de garantir la viabilité.

Nous n'abordons pas ici les débats portant sur les relations entre développement économique, croissance, et bien-être humain (et notamment des questions de redistribution qui y sont associées), et nous nous concentrons sur les questions microéconomiques qui concernent la gestion des organisations. Dans ce contexte, notre intérêt se porte dès à présent sur la définition des conditions essentielles qui permettent d'assurer la viabilité de ces entités.

## 2.2 Comment garantir la viabilité des organisations ?

Pour apporter des réponses précises à ce questionnement, nous nous intéressons tour à tour aux différents types d'organisations productives mises en évidence dans la section précédente

– à savoir les entreprises, les administrations publiques, et les institutions sans but lucratif au service des ménages –, afin d'identifier pour chacune les exigences spécifiques permettant d'assurer leur viabilité.

### 2.2.1 Conditions de viabilité des entreprises

Pour définir les conditions de la viabilité des entreprises, c'est à dire leur aptitude à exister durablement dans le temps, nous nous intéressons aux objectifs poursuivis par les firmes. Nous cherchons en particulier à déterminer, par une étude bibliographique, s'il existe des objectifs essentiels communs à l'ensemble des entreprises, dont l'atteinte peut conditionner la viabilité de ces entités.

Identifier les finalités des entreprises n'est cependant pas chose aisée. Différents courants ont émergé au sein de la science économique, au cours du siècle dernier, avec pour objet de définir la nature de la firme et d'en cerner les objectifs. Les acceptions de l'entreprise ont évolué et se sont multipliées depuis la conception néoclassique de la firme, dominante dès la fin du XIX$^{ème}$ siècle, les alternatives se forgeant à partir sa contestation. Coriat et Weinstein (1995, 2010), Laperche et Uzunidis (2011), Charreaux et Pitol-Belin (1992), ont notamment consacré des publications intéressantes à ces questions. Nous nous appuyons ici sur leurs écrits pour passer en revue les différents courants, en les explicitant afin d'en dégager, si possible, des finalités communes aux entreprises.

*Théorie néoclassique*

Pour les partisans de la théorie néoclassique, la firme représente une « boîte noire », transformant des flux entrants en flux sortants et agissant par réflexes. Ils se refusent donc à appréhender la firme en tant que système et ne cherchent pas à analyser sa complexité. C'est une « firme point », une « firme automate ». Elle est réduite au producteur, c'est-à-dire au propriétaire du capital financier, responsable de la gestion de l'activité.

Considérant que la somme des intérêts individuels conduit à l'intérêt général, scénario valable en cas de fonctionnement parfait des marchés, l'unique finalité de la firme réside dans la maximisation du profit. C'est la remise en question de la supposée perfection du marché qui a conduit les économistes à critiquer la définition néoclassique de la firme et son hypothèse de maximisation du profit. En premier lieu, c'est la possibilité d'une concurrence pure et parfaite qui est réprouvée, l'existence même de la firme illustrant cette imperfection. Pourquoi la firme existe-t-elle ? C'est cette question, soulevée par Coase en 1937, qui représente le point

de départ de la « reconstruction théorique » de la firme (Coriat et Weinstein, 2010). Différentes conceptions se sont par la suite développées dans le but d'examiner la « boîte noire », avec deux principaux angles d'analyse : une approche qualifiée de contractuelle, regroupant la théorie des coûts de transaction, la théorie des droits de propriété, et la théorie de l'agence ; et une approche basée sur l'étude des relations entre les individus et entre les groupes d'individus au sein de la firme, qui englobe les théories behaviouriste, managériale, et évolutionniste (*Ibid*.).

*Les approches contractuelles : théories des coûts de transaction, des droits de propriété, et la théorie de l'agence*

En soulevant la question de la nature de la firme, Coase propose également une réponse : contrairement au marché, où la coordination des agents est réalisée via un système de prix, cette coordination au sein de la firme est réalisée sur la base d'une structure administrative. Selon l'auteur, c'est l'apparition de coûts lors de la coordination par les prix (coûts de transaction) qui justifie ces arrangements organisationnels. Les travaux de Williamson (1975 ; 1985) se situent dans cette continuité, approfondissant l'étude des coûts de transaction et identifiant une variété d'arrangements institutionnels permettant de les minimiser. Suivant ce courant, l'entreprise est définie comme un système de contrats spécifiques entre agents individuels dotés d'une rationalité limitée, ce qui autorise les comportements opportunistes et la recherche de l'intérêt personnel (Laperche et Uzunidis 2011).

Selon Coriat et Weinstein (2010), la théorie de l'agence et la théorie des droits de propriété se sont également développées en réaction aux interrogations de Coase, mais en apportant des réponses basées sur des hypothèses néoclassiques justifiant l'absence d'échecs du marché. Si la théorie des droits de propriété propose d'analyser la manière dont l'attribution de ces droits peut influer sur les comportements individuels et sur l'efficience des systèmes économiques, la théorie de l'agence propose une vision plus extrême, considérant les firmes uniquement comme des « nœuds de contrats », dont elle cherche à assurer l'optimisation. Dans cette perspective, l'organisation est considérée comme n'ayant pas d'objectif propre, seuls comptent les rapports contractuels qui représentent le résultat de la recherche individuelle de maximisation de l'utilité (Laperche et Uzunidis 2011).

*Les approches basées sur les compétences : théories behaviouriste, managériale, et évolutionniste*

Un autre courant théorique s'est progressivement développé, proposant une alternative aux visions contractuelles que nous venons de présenter – l'approche basée sur les compétences –

qui regroupe trois théories fondées sur des principes communs et complémentaires (Coriat et Weinstein, 2010) : la théorie behaviouriste, la théorie managériale et la théorie évolutionniste.

La théorie behaviouriste se caractérise par la remise en question de l'hypothèse de rationalité complète ou parfaite et les comportements de maximisation qui lui sont liés. Cette hypothèse expliquant l'existence de réactions automatiques de la firme au contexte externe, son infirmation questionne en conséquence la manière dont les entreprises élaborent leurs prises de décision. Les recherches de leurs auteurs (e.g. Simon, 1951 ; Cyert et March, 1963) mettent en évidence que ces processus dépendent d'agents dont les préférences, les informations, et les connaissances ne sont pas communes, et que leurs décisions sont le fruit de la quête de la meilleure solution possible en raison de leur rationalité « limitée », « procédurale ».

Pour les partisans de la théorie managériale (e.g. Galbraith, 1967 ; Chandler, 1977), la firme est non seulement considérée comme un endroit où se gère l'information, mais aussi et surtout comme la place où se concentrent les ressources tangibles (équipements, produits, etc.) et intangibles (compétences des salariés, des managers, etc.), devenant ainsi un lieu de production d'innovation. La compétence de l'entreprise correspond alors à sa capacité à administrer ces ressources pour en tirer parti, et son objectif n'est plus de maximiser le profit mais de maximiser ses compétences et sa capacité d'organisation (Laperche, 2008 ; Laperche et Uzunidis 2011).

La théorie évolutionniste se base sur ce même caractère d'administration des ressources en proposant une vision selon laquelle les firmes sont considérées comme des « réservoirs de compétences », des organes d'administration et de traitement de ces compétences. Cette propriété est due à l'existence de règles et procédures tacites, de « routines », qui déterminent les performances des entreprises, et dont l'évolution explique leurs trajectoires. Ainsi, selon ce courant, les objectifs des agents ne portent pas sur des éléments précis, mais sont le résultat des « routines », en d'autres termes de l'expérience et des compétences construites (Laperche et Uzunidis, 2011).

*Dans cette diversité des approches théoriques existence d'un objectif commun*

Ce panorama des principales approches théoriques de la firme nous éclaire sur la grande variété des finalités pouvant être poursuivies par les entreprises, selon les différents angles d'analyses (cf. Tableau 4). Malgré cette apparente profusion d'objectifs, un objectif commun aux différentes acceptions émerge. Selon Laperche et Uzunidis (2011), les différents auteurs qui proposent d'autres objectifs que ceux liés au seul profit ont surtout pour dessein la critique

de la maximisation de ce profit. Comme l'énoncent notamment les économistes de la mouvance managériale, l'objectif de réalisation de profit n'est en aucun cas exclu des analyses, au contraire même, il représente la condition élémentaire pour que d'autres finalités puissent être poursuivies (*Ibid*.).

| Approche de l'entreprise | Question centrale | Objectifs poursuivis |
|---|---|---|
| **Théorie néoclassique**<br>Firme = fonction de production, « Boîte noire » | Efficience du marché | - Le producteur recherche la maximisation du profit |
| **Théorie des coûts de transaction**<br>Firme = structure de gouvernance, « hiérarchie » | Raison d'existence de la firme et étude des transactions | - Possibilité d'opportunisme du fait des contrats incomplets : objectifs variés |
| **Théories des droits de propriété**<br>Firme = nœud de contrat | Répartition des droits de propriété | - Pas d'objectif propre de l'organisation<br>- Maximisation de l'utilité |
| **Théorie de l'agence**<br>Firme = nœud de contrat, « fiction légale » | Problème de coordination et d'incitation | - Pas d'objectif propre de l'organisation<br>- Maximisation de l'utilité |
| **Théorie béhavioriste**<br>Firme = organisation complexe | Etude des processus de décisions | - Principe de satisfaction |
| **Théorie managériale**<br>Firme = lieu de production de richesse, d'innovation | Structure du pouvoir | - Objectifs de la technostructure : autonomie, croissance, virtuosité technique (le profit reste la base) |
| **Théorie évolutionniste**<br>Firme = lieu de production de richesse, d'innovation | Etude de l'évolution de la firme | - Objectifs variés des groupes constituant l'organisation (le profit reste la base)<br>- Réponse à des routines |

**Tableau 4. Définitions et objectifs de l'entreprise dans les théories contemporaines (adapté de Laperche et Uzunidis, 2011, p.112).**

### 2.2.2 Conditions de viabilité des administrations publiques

Pour définir les conditions de viabilité des administrations publiques, nous nous appuyons sur les résultats obtenus concernant les entreprises, en considérant que le respect de leurs

contraintes économiques constitue les conditions de base de leur pérennité, c'est-à-dire celles sans lesquelles les autres finalités de ces organisations ne peuvent être atteintes. Ces considérations seront également valables pour les institutions sans but lucratif au service des ménages.

Selon le Système de Comptabilité Nationale (Eurostat et al., 1993), les administrations publiques recouvrent les ministères, organismes publics et certaines institutions sans but lucratif au niveau central et au niveau local des Etats, ainsi que les administrations de sécurité sociale. On peut représenter les administrations publiques comme suit : les administrations publiques centrales, qui regroupent l'Etat et les organismes d'administration centrale (action économique, culture, enseignement-recherche, interventions sociales, logement, santé et transports) ; les administrations publiques locales, qui comprennent les collectivités territoriales et les organismes liés aux collectivités locales (chambres de commerce, etc.) ; et enfin les administrations de sécurité sociale (assurance sociale et organismes liés à l'assurance sociale comme les hôpitaux).

A travers cette variété organisationnelle, le fonctionnement des administrations publiques vise à satisfaire l'intérêt général. Elles sont chargées de mettre en place les conditions adaptées à la croissance économique, de réguler la conduite des agents économiques, de redistribuer les revenus à l'échelle des Etats, et de fournir des biens et des services publics non marchands (OCDE, 2014).

Les recettes des administrations publiques proviennent en majeure partie de prélèvements obligatoires, c'est-à-dire de « versements effectifs opérés par tous les agents économiques au secteur des administrations publiques ». Ils relèvent « non d'une décision de l'agent économique qui les acquitte mais d'un processus collectif de décision concernant les modalités et le montant des débours à effectuer, et […] ne comportent pas de contrepartie directe » (Thelot et Rouet, 2008, p.6). Ils regroupent principalement les impôts et les cotisations sociales. En 2011 par exemple, s'agissant des pays de l'OCDE, les recettes des administrations publiques provenaient, en moyenne, pour 60 % des impôts et pour 25 % des cotisations sociales (OCDE, 2014).

Les activités exercées par les administrations publiques, utiles à la société, sont non rentables, car pour certaines par nature non fondées sur le principe de rentabilité, ou parce que l'on considère qu'elles ne doivent pas être basées sur ce principe, à l'image de services tels que la santé ou l'enseignement (OCDE, 2014). A la différence des entreprises donc, les administrations publiques ne visent pas d'objectif de profitabilité. Elles ne sont cependant pas pour autant dispensées de contraintes économiques : « Comme les recettes publiques, les

dépenses publiques sont déterminées par des décisions politiques passées et actuelles reposant elles-mêmes sur des attentes culturelles en termes de redistribution sociale et de biens et services à fournir, par les contraintes budgétaires, par les fluctuations conjoncturelles et par les performances de l'économie » (OCDE, 2014, p.80). La notion de contrainte budgétaire, ou règle budgétaire, s'avère en effet primordiale pour le fonctionnement des administrations publiques. Elle représente « une contrainte à long terme s'appliquant à la politique budgétaire sous la forme d'une limitation numérique des agrégats budgétaires. En l'absence de limites globales, la budgétisation par reconduction peut devenir un processus incontrôlable par lequel les pouvoirs publics accèdent aux demandes en dépensant au-delà de leurs moyens » (OCDE, 2014, p.98).

Les contraintes budgétaires des administrations publiques varient d'un pays à l'autre. Nous proposons ici quelques exemples, avant de définir une position de principe univoque sur cette question, simplificatrice mais rationnelle et nécessaire pour la suite de nos travaux. Le traité de Maastricht, entré en vigueur le 1er novembre 1993, énonce notamment les règles budgétaires qui s'appliquent pour les administrations publiques des pays membres de l'Union européenne : leur déficit ne doit pas excéder trois pourcent du produit intérieur brut (pour l'ensemble des administrations d'un même pays)[8]. D'autres pays, à l'image des Etats-Unis, ont adopté des contraintes plus rigoureuses : la « règle d'or budgétaire » impose aux administrations publiques le respect d'un strict équilibre budgétaire.

Pour la suite de nos travaux, nous considérons que cette contrainte d'équilibre budgétaire doit constituer l'objectif économique général des administrations publiques, c'est-à-dire la capacité de ces organisations à égaliser leurs dépenses au niveau des recettes dont elles disposent. Cette position, si elle peut sembler arbitraire, est non seulement alimentée par des exemples concrets mais relève avant tout du bon sens (« il ne faut pas dépenser plus que ce qu'on gagne » (Assemblée nationale, 2014, p.2). Cette règle a d'ailleurs été récemment introduite de manière « assouplie » et circonstanciée au sein de la zone euro (Traité sur la stabilité, la coordination et la gouvernance au sein de l'Union économique et monétaire, cf. Union européenne, 2012).

---

[8] Site internet de l'INSEE : http://www.insee.fr/fr/methodes/default.asp?page=definitions/dette-sens-maastricht.htm (page consultée le 03/08/2015)

### 2.2.3 Conditions de viabilité des institutions non lucratives au service des ménages

Les institutions sans but lucratif au service des ménages (ISBLSM) représentent des producteurs de biens et services privés non marchands. Leurs ressources principales émanent essentiellement des contributions volontaires apportées par les ménages (en espèces ou en nature et en tant que consommateurs), du financement apporté par les administrations publiques, et d'éventuels revenus de la propriété (Vanderschelden, 2012).

Comme le précise le Système européen de comptabilité (SEC, cf. Eurostat, 1995), « le secteur des [institutions sans but lucratif au service des ménages] couvre deux grandes catégories […] qui fournissent des biens et des services non marchands aux ménages : a - les syndicats, groupements professionnels, sociétés savantes, associations de consommateurs, partis politiques, églises et congrégations religieuses […], clubs sociaux, culturels, récréatifs et sportifs ; b - les organismes de charité et associations de bienfaisance financés par des transferts volontaires en espèces ou en nature provenant d'autres unités institutionnelles » (p.56). Les autres institutions sans but lucratif sont ainsi regroupées au sein des autres types d'organisations (entreprises, administrations publiques, ménages).

Toujours selon le SEC (Eurostat, 1995), le statut des ISBLSM « interdit de procurer un revenu, un profit ou tout autre gain financier à l'unité qui l'a créée, la contrôle ou la finance » (p.69). Elles se caractérisent ainsi par leur aspect non lucratif, c'est-à-dire que leur objectif n'est pas de dégager un excédent monétaire. Cet excédent peut toutefois apparaître mais ne peut pas être redistribué (Vanderschelden, 2012).

Suivant ces constats, nous considérons que les contraintes économiques des institutions sans but lucratif au service des ménages peuvent être assimilées à celles des administrations publiques en leur qualité de producteur de biens et services non marchands : elles consistent à respecter un équilibre budgétaire, c'est-à-dire à égaliser leurs dépenses au niveau des recettes acquises. Cette exigence constitue la condition essentielle de leur viabilité.

# 3 Conception des relations entre organisations et écosystèmes, et conséquences sur les stratégies environnementales

Après avoir mis en évidence, dans les deux sections précédentes, l'importance du fonctionnement des écosystèmes et de celui des organisations pour le bien-être humain, nous nous intéressons ici aux liens qui peuvent être établis entre ces deux systèmes.

Nous commençons par traiter, au sein d'une première sous-section, de l'émergence des deux principaux courants « environnementaux » au sein de la science économique, de leurs oppositions conceptuelles, et des régulations qu'ils proposent (sous-section 3.1). Nous proposons ensuite d'expliquer comment la diffusion de ces considérations macroéconomiques dans différentes segments de nos sociétés peut influencer la manière dont les organisations économiques élaborent leurs stratégies de gestion de l'environnement (sous-section 3.2).

## 3.1 Conception des relations entre l'économie et l'environnement : les deux paradigmes du développement durable

### 3.1.1 Perspective historique des relations entre l'économie et l'environnement

Nous cherchons ici à présenter les principales théories économiques reliant économie et écologie. Nous sommes conscients, cependant, des limites inhérentes à cet exercice, en raison de la difficulté de rendre compte de manière unanime de la variété de ces approches. En effet, « les définitions sont nombreuses et les oppositions et regroupements opérés peuvent toujours faire l'objet de discussions » (Vivien, 2004, p.1).

Hamaide et al. (2012) proposent une lecture historique intéressante de l'avènement des questions écologiques dans la science économique. Nous nous appuyons ici sur leur article pour structurer cette sous-section, en y apportant des éléments complémentaires issus d'autres publications de synthèse.

La revue proposée par Hamaide et al. (2012) débute à l'ère de l'économie moderne qui émerge avec l'intégration des outils mathématiques, succédant aux mercantilistes et aux physiocrates, et marquée par l'avènement de l'école classique. Selon les auteurs, les économistes classiques ont considéré avec beaucoup d'importance les relations entre l'économie et l'environnement. Ce dernier est appréhendé essentiellement à travers les ressources naturelles et la terre en particulier, qui représente pour les économistes classiques un intrant essentiel à la production et à la croissance de la population. Or, la mise en avant de la rareté de la terre par Malthus et Ricardo engendre nécessairement, via la croissance économique, des rendements progressivement décroissants en agriculture, entrainant une

réduction des profits et de l'accumulation de capital, et à long terme un état stationnaire inéluctable (*Ibid*.).

L'école néoclassique qui a suivi, et qui représente depuis plusieurs décennies le courant dominant de l'économie, a en revanche traditionnellement accordé une importance faible à l'environnement, « s'autonomisant des écosystèmes » (Gendron, 2003, p.61). Les éléments naturels n'y sont perçus qu'en tant qu'intrants des systèmes de production d'une part, et milieux récepteurs de sous-produits de l'autre, longtemps jugés illimités pour les premiers, et longtemps ignorés pour les seconds (Gendron, 2003). Dès les années 1920 toutefois, deux courants de pensée commencent à émerger, à travers l'analyse de l'exploitation des ressources naturelles dont le caractère épuisable commence à être appréhendé (Hotelling, 1931), et à travers la mise en évidence d'effets externes aux processus de production (modification des milieux récepteurs ayant des conséquences économiques pour d'autres agents), qu'il convient d'internaliser (Pigou, 1920). Il faudra cependant attendre les années 1970, l'occurrence de chocs pétroliers, les preuves de la raréfaction de nombreuses ressources (Hamaide et al., 2012), et plus récemment celles du dysfonctionnement global des systèmes vivants (Gendron, 2003), pour que l'environnement soit réellement pris en considération par les économistes néoclassiques. L'économie environnementale, au sens large, devient alors un domaine d'analyse à part entière, avec une distinction généralement admise entre deux grands courants, l'un orthodoxe, l'économie de l'environnement, et l'autre hétérodoxe, l'économie écologique.

Les partisans de l'économie de l'environnement adoptent les points de vue de la théorie économique standard, selon laquelle l'économie constitue une « méthodologie d'optimisation, individuelle ou collective, sous contrainte » (Boidin et Zuindeau, 2006, p.10). L'environnement étant considéré comme l'une de ces contraintes, il reste un « « monde extérieur » entrant en rapport avec l'économique » (*Ibid*., p.10). Ces économistes appliquent ainsi aux problématiques environnementales les postulats, méthodes, et comportements de l'économie néoclassique, et proposent principalement une prolongation des travaux de Hotelling et de Pigou, optimisant l'exploitation des ressources naturelles en prenant en compte leur raréfaction progressive, et intégrant les externalités environnementales.

L'autre courant, l'économie écologique, privilégie une approche transdisciplinaire des problématiques environnementales, intégrant l'économie et les sciences du vivant, et conduisant nécessairement à dépasser le cadre d'analyse néoclassique (Hamaide et al., 2012). Le système économique est en effet considéré comme inclus dans un système plus large, la biosphère, et rejoint la vision de Passet (1979) pour qui l'analyse économique doit être intégrée dans une pensée systémique de la biosphère et de la régulation des systèmes

complexes. Cette conceptualisation ne remet cependant pas en question l'intégralité de l'économie de l'environnement et de l'économie des ressources naturelles, mais essentiellement leur mise en perspective (Hamaide et al., 2012).

Les différents courants de l'économie environnementale (au sens large) s'accordent donc à penser que le modèle de développement économique dominant ne peut être soutenu dans le temps long sans une modification de son fonctionnement, car il conduirait à long terme à une détérioration du bien-être humain. Chaque branche a pour objet de repenser le modèle de développement en prenant en compte les paramètres environnementaux (et parfois sociaux) de manière à constituer un schéma viable sur le long terme. Cependant, l'une consiste à intégrer l'environnement dans la sphère économique, tandis que l'autre cherche à inscrire l'activité économique au sein de la biosphère. Le concept de « développement durable » (ou « développement soutenable ») qui a émergé à la fin des années 1980 peut ainsi être appréhendé de manière différente, selon l'un ou l'autre de deux grands courants de l'économie environnementale.

### 3.1.2 Deux paradigmes du développement durable

Le concept de développement durable (ou développement soutenable) fait l'objet d'une littérature importante, sans pour autant qu'une définition univoque n'en soit donnée. La plus fréquemment citée est celle issue du Rapport Brundtland (WCED, 1987) : « un développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures de répondre aux leurs » (p.40). Les interprétations qui en ont été faites, conditionnées notamment par le sens attribué au terme « développement », ont conduit par la suite à deux paradigmes distincts de la soutenabilité : la soutenabilité faible, liée à l'économie de l'environnement et des ressources naturelles, et la soutenabilité forte, attachée au mouvement de l'économie écologique.

#### 3.1.2.1 Conception faible de la soutenabilité

Pour les économistes environnementaux néoclassiques, la redéfinition du développement économique prenant en considération les problématiques environnementales consiste à intégrer le capital naturel dans les modèles de croissance néoclassiques habituels. Cette conception de la soutenabilité met donc l'accent sur sa dimension économique, en se centrant sur la conservation du niveau de bien-être, mesuré par le niveau de revenu, d'utilité ou de consommation (Hamaide et al., 2012).

L'objectif du développement soutenable consiste ici, pour une génération donnée, à transférer à la génération suivante la capacité à bénéficier d'un niveau de bien-être au moins équivalent au sien, autrement dit, à garantir la non-décroissance du bien-être dans le temps (Vivien, 2004). Adopter cette approche, qualifiée de soutenabilité faible et qui consiste à identifier et à suivre un « sentier de « croissance optimale » » (Hamaide et al., 2012, p.13), requiert ainsi de ne pas diminuer le capital global disponible pour les individus, constitué du capital naturel et du capital artificiel fabriqué par les humains (*man-made capital*), ce dernier étant composé du capital physique, du capital humain, et du capital intellectuel (Van Passel et al., 2007, cité dans Althukhova, 2013).

Cette proposition, sur laquelle se fonde l'économie de l'environnement, repose sur plusieurs hypothèses (Hamaide et al., 2012 ; Vivien, 2004). La première consiste à penser que les différentes formes de capital sont substituables entre elles. Une diminution du capital naturel peut notamment être compensée par un accroissement du capital artificiel, afin de maintenir dans le temps les capacités de productions et le bien-être (Solow, 1992). Cette première hypothèse renvoie également à la possibilité d'inventer des solutions techniques en alternative au déclin des ressources naturelles. La proposition de la soutenabilité faible repose également sur la règle dite de Hartwick (1977) qui stipule que l'investissement doit être au moins aussi important que la dépréciation du capital naturel à chaque moment. Autrement dit, « […] des rentes égales à la différence entre le prix et le coût marginal des ressources doivent être prélevées au fur et à mesure de l'épuisement des ressources ; elles doivent ensuite être réinvesties pour produire du capital substitut aux ressources épuisées ; elles doivent enfin croître de période en période d'un taux égal au taux d'actualisation » (Harribey, 2002, p.2). Selon Vivien (2004), la dernière hypothèse inhérente à ce scénario est celle d'une allocation des ressources par le marché. Elle implique donc que la valeur des différents capitaux soit mesurée par le système des prix, les éléments du capital naturel devant ainsi être intégrés dans la sphère marchande via la démarche d'internalisation des externalités. L'argument sous-jacent invoqué par les partisans de l'économie de l'environnement est celui d'une inversion des dégradations environnementales (pollutions et rareté des ressources notamment) du fait de la poursuite du développement économique. Ces arguments ont été renforcés par les publications de Grossman et Krueger (1993, 1995), dont les résultats laissent penser que, dans le temps et avec la croissance économique, les dégradations écologiques augmentent jusqu'à un certain niveau de développement puis décroissent, traçant une courbe en forme de U

inversé que certains auteurs qualifient de « courbe de Kuznets environnementale »[9] (Vivien, 2004).

Cette conception faible de la soutenabilité est considérée comme l'approche dominante, orthodoxe, du développement durable. Elle représente notamment la conception qui a été adoptée par la plupart des institutions internationales, dont les Nations Unies et la Banque Mondiale (Baker et al., 1997), l'Union européenne (Baker et al., 1997 ; Barry et al., 2004 ;), ou encore le *World Business Council for Sustainable Developement* (WBCSD) (Richard, 2012).

#### 3.1.2.2 Conception forte de la soutenabilité

L'économie écologique se caractérise par sa volonté de prendre en compte la spécificité des phénomènes écologiques, en s'ouvrant notamment aux sciences du vivant, et en construisant une discipline spécifique à la croisée de l'économie et de l'écologie (Vivien, 2004). Le rôle et les caractéristiques des écosystèmes ne sauraient donc s'y limiter à des ressources ou à un puits assimilateur de pollutions, mais l'environnement y est appréhendé à travers sa multifonctionnalité, dont celle de support de la vie (Gendron, 2003). Pour les partisans de cette école de pensée, le développement soutenable consiste à réintégrer le système économique dans le méta-système dans lequel il évolue, la biosphère. Ce dernier étant fini et matériellement fermé, le système économique qu'il abrite s'avère borné par les limites de la biosphère (Hamaide et al., 2012). Le principe de la soutenabilité dite forte est, dès lors, beaucoup plus contraignant que celui de la conception faible, car il exige la stricte conservation du capital naturel dans le temps et rejette l'hypothèse de substituabilité entre les différentes formes de capitaux (Hamaide et al., 2012). L'idée de maintien du stock de capital naturel peut cependant être interprétée de différentes manières, à l'origine de plusieurs mouvements au sein des économistes écologiques.

Un premier courant, le plus radical, celui de la *deep ecology* dont l'auteur le plus emblématique est Naess (1973), part d'un point de vue biocentré (contrairement aux autres courants de l'économie environnementale qui adoptent une posture anthropocentrée) où « la nature se voit reconnaître une valeur en soi » (Boidin et Zuindeau, 2006, p.14). Ses partisans considèrent ainsi que tout être ou objet devrait être conservé par principe – en tenant compte

[9] Dans une publication datée de 1955, Kuznets étudie les relations entre le niveau des inégalités sociales et la croissance des revenus. Selon sa théorie, leurs rapports suivent une courbe en U inversé qui traduit le fait que les inégalités augmentent dans une première phase de développement économique et diminuent lorsqu'un certain niveau de revenu est atteint (Hamaide et al., 2012).

des phénomènes écologiques – ce qui conduirait en cas d'application de ces principes à ne plus exploiter les ressources non renouvelables ni les ressources renouvelables, et à figer en quelque sorte la nature (Richard, 2012).

La seconde approche de la soutenabilité forte considère qu'il convient de conserver les éléments du capital naturel qui sont à l'origine de fonctions écologiques primordiales, éléments qualifiés de « capital naturel critique » qui ne peuvent être substitués par le capital artificiel, ou même par le capital naturel (Hamaide et al., 2012). Plus précisément, il s'agit, relativement à ces éléments critiques, de ne pas les dégrader au-delà d'un certain niveau. Comme le stipulent Boidin et Zuindeau (2006, p.14) : « Dépasser certains seuils, c'est s'exposer à des irréversibilités, c'est éventuellement aussi porter atteinte à des fonctions essentielles pour l'homme et la planète. C'est toucher à l'irréparable. Pour le moins, les systèmes économiques ne peuvent demeurer indemnes de perturbations environnementales majeures. » Ces idées peuvent être rapprochées des thèses de Ciriacy-Wantrup (1952) selon lesquelles, en situation de grande incertitude, il convient de définir des normes de sécurité minimales en matière de conservation, de manière à éviter de s'engager dans des zones où les risques apparaissent critiques (Richard, 2012). Daly (1990, cité dans Vivien, 2004) propose en ce sens des règles minimales de prudence à respecter pour les éléments du capital naturel critique : 1) les taux d'exploitation des ressources naturelles renouvelables doivent être égaux à leurs taux de régénération ; 2) les taux d'émission des déchets doivent être égaux aux capacités d'assimilation et de recyclage des milieux dans lesquels ces déchets sont rejetés ; 3) l'exploitation des ressources naturelles non renouvelables doit se faire à un rythme égal à celui de leur substitution par des ressources renouvelables. Selon cette approche, la croissance n'est donc pas systématiquement reniée (Richard, 2012 ; Hamaide et al., 2012), elle est cependant contrainte par des critères écologiques, et le capital naturel est considéré comme le principal facteur limitant le développement économique. Boidin et Zuideau (2006) reprennent le concept de Norgaard (1998) de « coévolution » entre les activités économiques et les écosystèmes pour traduire l'idée de base qui parcourt largement la littérature de l'économie écologique selon laquelle « l'économie dépend de la biosphère » (p.15). René Passet, auteur emblématique de ce courant en France, propose à ce titre une représentation du développement durable sous la forme de trois sphères concentriques, le système économique étant inclus dans le système social, ce dernier étant lui-même partie intégrante du système vivant (Passet, 1990). Cette représentation de la soutenabilité contraste avec celle communément admise des trois sphères sécantes, illustrant bien les différences conceptuelles entre les deux théories de la soutenabilité.

Malgré les travaux de plusieurs auteurs pour préciser le concept de capital naturel critique – Ekins et al. (2003), notamment, ont cherché à en définir les éléments précis à conserver par une approche basée sur les fonctions écologiques – la définition du capital naturel critique reste toutefois ambiguë et autorise de nombreuses interprétations (Richard, 2012). Pour Faucheux et O'Connor (2001), « […] trois grandes questions devraient être résolues : i) de la définition et de la mesure des catégories du capital naturel critique (sur quelle échelle géographique ? quelles unités d'évaluation ? quelles perspectives d'agrégation ? etc.) ; ii) de la détermination des normes s'imposant aux composants du capital naturel critique ; iii) de l'arbitrage entre normes dans le cas de l'impossibilité de respect simultané de tous les seuils critiques » (p.7). En dépit de ces limites du point de vue opérationnel, nous considérons que la soutenabilité forte s'avère être un cadre conceptuel solide et approprié pour la régulation des activités économiques, permettant de croiser à la fois les enjeux écologiques que nous avons soulevés au début de ce chapitre (cf. section 1), et les enjeux économiques inhérents aux organisations (cf. section 2).

## 3.2 Conception des relations entre les organisations et les écosystèmes

Nous proposons d'analyser dans cette sous-section la manière dont les différentes approches théoriques explorant les relations entre économie et biodiversité – formalisées par un courant orthodoxe cherchant à intégrer l'environnement dans l'économie, et un courant hétérodoxe préconisant d'intégrer l'économie dans les systèmes vivants – ont pu influencer la manière dont les organisations perçoivent et gèrent l'environnement : d'une perception dominante où les systèmes vivants représentent des facteurs externes, à une perception émergente considérant qu'organisations et écosystèmes sont interdépendants.

### 3.2.1 Conception dominante des relations entre organisations et écosystèmes : l'environnement appréhendé comme facteur externe

Une perception des relations entre organisations et écosystèmes, dominante, tend à considérer l'environnement comme un ensemble de facteurs externes à l'organisation (Houdet, 2010). Cette perception rejoint ici de manière significative la terminologie de l'« environnement » employée en sciences de gestion, à savoir les éléments qui ne sont pas sous le contrôle de l'organisation et qui peuvent générer des risques ou des opportunités. L'environnement, souvent associé dans ce contexte aux « problématiques environnementales », renvoie alors exclusivement aux externalités environnementales négatives générées par les organisations,

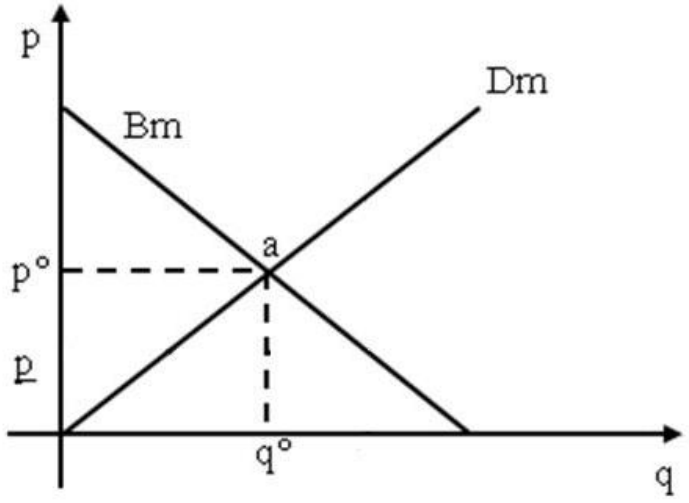
c'est-à-dire aux effets néfastes engendrés par les dégradations environnementales et subis par des tiers, à l'origine de coûts sociaux (par opposition aux coûts privés couverts par les prix de marché). Une part de ces coûts a en effet tendance à être progressivement réintégrée au sein des organisations qui en sont à l'origine, généralement par le biais de pressions externes (institutionnelles, sociales), mais aussi parfois de manière délibérée, ceci selon leur conception des liens entre réalisation des objectifs économiques (profitabilité, respect des contraintes budgétaires) et réduction des impacts environnementaux. Cette incorporation de l'environnement dans les organisations suit ainsi les préceptes de la doctrine orthodoxe de l'économie de l'environnement et de la soutenabilité faible, qui visent plus globalement à intégrer l'environnement dans les systèmes économiques (cf. sous-section 3.1.2.1).

Après avoir présenté les considérations théoriques qui sous-tendent cette perception (recherche de l'optimum de pollution) nous étudions comment les modifications progressives des règles dans lesquelles opèrent les organisations, et la perception de leurs conséquences sur la réalisation des objectifs économiques, peuvent influencer la formulation de leurs stratégies environnementales.

#### 3.2.1.1 Origine de la conception dominante des relations entre organisations et écosystèmes

Comme nous l'avons mentionné précédemment (sous-section 3.1.1), la théorie néoclassique dominante a longtemps ignoré l'environnement dans ses analyses et ses concrétisations. Ce n'est qu'à la suite de la récente mise en évidence de profondes dégradations environnementales que l'avènement d'un courant environnemental dans le paradigme néoclassique a réellement vu le jour : l'économie de l'environnement. Les économistes partisans de cette approche, c'est-à-dire ceux des principales institutions occidentales (cf. section 3.1.2.1), prenant progressivement conscience du caractère épuisable des ressources naturelles et des externalités négatives produites par la dégradation du capital naturel, ont alors cherché à intégrer l'environnement dans le modèle d'équilibre général néoclassique, en employant les outils néoclassiques traditionnels pour les appliquer aux interactions entre organisations et systèmes écologiques. En effet, l'existence de ces coûts externes représente pour eux une défaillance du marché et provoque une inefficacité de l'équilibre concurrentiel : ce dernier n'est pas optimal au sens de Pareto, car il serait possible d'améliorer le bien-être de certains agents sans détériorer celui des autres. La restauration de cet équilibre consiste alors à intégrer auprès de l'organisation à l'origine de la dégradation le coût total (privé et social) de ses activités, en d'autres termes à internaliser les externalités (une part d'entre elles tout du

moins), ce qui nécessite l'intervention du régulateur. L'étape centrale de cette intervention repose sur la détermination du niveau optimal de dégradation, correspondant à l'optimum « de pollution », point où le bénéfice marginal généré par les émissions (via le processus de production) égalise le coût marginal social des dommages (cf. Graphique 1). Lorsque les difficultés d'information et / ou de mesure empêchent cette détermination, un raisonnement analogue, l'analyse coût-bénéfice, permet de déterminer un objectif supposé efficace économiquement, assurant un écart positif entre bénéfices et coûts. Le régulateur est alors ensuite en mesure de mettre en place différents types d'instruments d'intervention, destinés à faire atteindre ce niveau jugé pertinent (optimal) de diminution des dégradations environnementales, et relevant principalement de deux catégories : les mesures réglementaires (normes, réglementations) et les instruments économiques (taxes, subventions, permis échangeables) (Chiroleu-Assouline, 2007).




**Graphique 1. Etat optimal (adapté de Ferrari et al., 2010)**

« […] modèle de pollution simple avec des firmes qui génèrent de la pollution et des citoyens qui subissent les dommages de la pollution. La relation entre les firmes et les citoyens est représentée sur [le Graphique 1]. L'abscisse mesure le niveau d'émissions. L'ordonnée mesure les coûts, en unités monétaires. Les bénéfices des émissions des firmes sont représentés par la courbe de bénéfice marginal (Bm) […].Elle est décroissante avec les émissions. Les dommages de la pollution supportés par les citoyens sont représentés par la courbe de dommage marginal (Dm) […]. Elle est croissante avec la pollution. Connaissant les bénéfices des firmes et les dommages des citoyens, le niveau de pollution optimal s'obtient en égalisant le bénéfice marginal des émissions des firmes et le dommage marginal de la pollution des citoyens. Graphiquement, ceci correspond au point d'intersection des courbes Bm et Dm. On note q° les émissions optimales. » (p.4)

La prise en charge, par les organisations, des nouveaux coûts générés à court terme par ces instruments (coûts de réduction des dégradations), tend à s'affirmer pour elles comme la représentation manifeste des « problématiques environnementales ». C'est, en conséquence, leur perception de l'environnement dans son ensemble qui risque d'être réduite aux seuls impacts environnementaux – à l'origine de ces nouveaux coûts – et donc souvent à une contrainte externe significative.

Cette perception des relations entre les organisations et l'environnement, aujourd'hui encore largement majoritaire à l'échelle des acteurs économiques (Houdet, 2010) trouve, selon nous, ses origines dans l'apparition et la généralisation des instruments de régulation traditionnels néoclassiques de l'économie de l'environnement, et s'inscrit donc dans une vision faible de la soutenabilité.

#### 3.2.1.2 Conséquences des régulations environnementales sur la performance économique des organisations

L'introduction progressive de l'environnement dans l'économie, sous l'influence des économistes environnementaux néoclassiques, conduit les organisations à assumer des coûts nouveaux, à travers l'intégration de leurs externalités. Si la tendance prédominante consiste à considérer que ces coûts défavorisent économiquement les organisations (vision *win-lose*), de plus en plus d'organisations, orientées, entre autres, par les résultats d'études économiques relativement récentes, estiment que les effets différés des régulations environnementales peuvent être positifs pour leur performance financière (vision *win-win*).

*Vision théorique* win-lose

Selon le point de vue *win-lose*, les organisations, et en particulier les entreprises, ne prennent en considération leurs externalités négatives qu'en réaction à des pressions externes (réglementaires, sociales), afin ne pas perdre la légitimité d'exercer leur activité (Boiral, 2005). Cette vision se base essentiellement, au niveau conceptuel, sur une analyse de la théorie des externalités négatives et des coûts de diminution des dommages (calcul du niveau optimal de dégradation) : les problématiques environnementales, traitées en général à travers les normes ou les réglementations, impliquent un investissement important qui n'apporte que peu ou pas de retour financier, et peut parfois réduire la productivité (Walley et Whitehead, 1994).

*Vision théorique* win-win

Michael Porter, à travers l'analyse de plusieurs études de cas (Porter, 1991 ; Porter et Van Der Linde, 1995), démontre que le développement de régulations environnementales spécifiques, entraînant des coûts importants pour les entreprises, peut également dans certaines situations engendrer des bénéfices économiques et couvrir partiellement, complètement, voire dépasser ces coûts, à travers l'innovation qu'elles génèrent. Cette proposition est qualifiée d'« Hypothèse de Porter ».

Ces considérations peuvent également être rapprochées d'autres travaux publiés à partir des années 1990 démontrant l'apparition de différents avantages pouvant découler de la réduction des nuisances environnementales : économies de matières, économies d'énergie, diminutions des coût de traitement des effluents solides, liquides, gazeux, amélioration de l'image de l'entreprise, amélioration des procédés, etc. (Boiral, 2005).

*Résultats des études empiriques*

Jaffe et Palmer (1997) ont proposé de décomposer l'Hypothèse de Porter dans l'objectif de la tester empiriquement, avec une version faible – stipulant que les régulations environnementales pertinentes poussent à l'innovation – et une version forte – proposant que les régulations environnementales mènent à une amélioration de compétitivité.

Parmi les études portant sur la version faible, plusieurs concluent à une relation positive entre coûts de réduction des impacts environnementaux et innovation, que le proxy utilisé soit les dépenses recherche et développement (Jaffe et Palmer, 1997), ou le nombre de brevets (Arimura et al., 2007 ; Johnstone et al., 2010 ; Lanoie et al., 2011). Mais d'autres études ont également démontré une relation négative entre régulations environnementales et investissements écologiques (Nelson et al., 1993, Gray et Shadbegian, 1998, cités dans Ambec et al., 2011).

Concernant la version forte, la plupart des études mentionnées dans la revue de Jaffe et al. (1995) ont mis en évidence un impact négatif des régulations environnementales sur la productivité. D'autres papiers plus récents trouvent cependant des résultats positifs (Berman et Bui, 2001 ; Alpay et al., 2002 ; Al-Najjar et Anfimiadou, 2012 ; Fujii et al., 2013). D'autres encore présentent des résultats contrastés : Wagner et Joris (2011), par exemple, montrent que les investissements environnementaux sont profitables aux firmes déjà performantes économiquement, mais qu'ils provoquent l'effet inverse sur les entreprises moins solides financièrement. D'autres enfin corroborent les résultats de Jaffe et al. (1995), mettant en évidence que les coûts de dépollution entraînent une baisse de la productivité (Denison, 1978, Christainsen et Haveman, 1981, Gollop et Roberts, 1983, Dufour et al., 1992, Cairncross, 1992, cités dans Boiral, 2005).

Lanoie et al. (2011) ont testé la chaine entière de causalité de l'Hypothèse de Porter sur un échantillon important de 4200 entreprises provenant de sept pays de l'OCDE. Après avoir mis en évidence un lien positif entre régulations et innovation, ils démontrent que les innovations environnementales provoquent à la fois un effet positif et un effet négatif sur la performance économique, l'effet combiné s'avérant négatif. Les auteurs mettent en évidence un autre élément important : les gains de productivité qui peuvent être engendrés par les régulations environnementale apparaissent après un délai de deux, trois, ou quatre années, résultat corroboré par Horvathova (2012). Yang et al. (2012), en menant une étude similaire, démontrent que d'une part les coûts de réduction des pollutions sont positivement liés aux dépenses de R&D, et que d'autre part ces dépenses ont un impact positif sur la productivité.

A la vue de ces résultats empiriques globalement contrastés, une position univoque sur les liens entre réduction des impacts environnementaux et profitabilité des firmes n'est pas tenable. Cette disparité des résultats, comme le fait remarquer Boiral (2005), tient essentiellement au fait que les conséquences des actions environnementales sur la profitabilité sont conditionnées par de nombreux paramètres externes (contexte sectoriel, réglementaire, etc.) et internes (choix technologiques, anticipation des normes et cycle de renouvellement des équipements, mobilisation des employés, etc.). Si bien que les positions tranchées dans ce débat semblent alimentées davantage par des considérations idéologiques que par des arguments rationnels. Comme le note à nouveau l'auteur, ce caractère contextuel doit justement pousser non à une polarisation du débat mais plutôt à un élargissement et une mise en contexte des réflexions sur ce thème, pour « dépasser le réductionnisme des positions opposant écologie à compétitivité » (Houdet, 2010, p.83).

Ni l'une ni l'autre de ces visions, focalisées essentiellement sur des paramètres économiques, ne semblent appropriées pour relever les défis soulevés par les dégradations environnementales : la vision *win-lose* ne pousserait à mettre en œuvre aucune régulation environnementale, quant à la vision *win-win*, elle ne peut induire que la sélection des actions les plus rentables à court terme, avec le risque d'omettre celles qui s'avèrent écologiquement nécessaires sur le long terme (cf. sous-section 3.2.1.3). Boiral (2005, p.23) conclut ainsi sa publication en affirmant que « les actions environnementales ne doivent pas être subordonnées à des considérations économiques mais reposer d'abord et avant tout sur le souci de respecter l'intégrité des écosystèmes et la santé des populations », et avec, a posteriori, la recherche d'en améliorer l'efficience, c'est-à-dire l'atteinte des objectifs écologiques au moindre coût globalement pour la société. Nous partageons ce point de vue, qui s'accorde avec les considérations écologiques et économiques développées dans nos précédentes sections, et cherchons à suivre ces recommandations dans la suite de nos travaux.

#### 3.2.1.3 Stratégies environnementales associées à cette conception dominante

Le regard prédominant porté sur les relations entre organisations et environnement, qui consiste à appréhender les systèmes vivants comme des éléments externes, c'est-à-dire considérés comme des éléments extérieurs aux organisations et intégrés via des mécanismes imposés, peut générer chez elles différentes stratégies.

Pour plusieurs auteurs (Moroncini, 1998 ; Métrot, 2005 ; Capron et Quairel-Lanoizelée, 2007), les stratégies environnementales des organisations, celles des entreprises en particulier, sont guidées par deux forces principales : les conséquences monétaires de la prise en compte

de l'environnement d'une part – l'environnement étant traditionnellement contraignant (vision *win-lose*) ou parfois au contraire favorable (vision *win-win*) –, et l'intensité des pressions externes – pressions institutionnelles et / ou pressions exercées par les parties prenantes – d'autre part. Les pressions des parties prenantes correspondent aux actions menées par différents groupes (organisations externes, sous-entités internes, rassemblements informels, etc., e.g. clients, associations, syndicats, société civile, médias, etc.), pour faire prendre en considération par les entreprises les effets externes que leurs activités engendrent (Capron et Quairel-Lanoizalée, 2002), et en conséquence intégrer ces externalités pour ne pas perdre la légitimité d'exercer. Cette approche des organisations est étroitement liée à la théorie des parties prenantes et au champ de la responsabilité sociale des entreprises (RSE), ancrées dans les conceptions contractuelles de la firme (cf. sous-section 2.2.1) (Cazal, 2011), et inscrites dans une vision faible de la soutenabilité (Richard, 2012).

En nous inspirant de la classification des stratégies environnementales proposée par Capron et Quairel-Lanoizelée (2007) et de la matrice des dynamiques de compromis de Métrot (2005), nous proposons une typologie des stratégies environnementales basée sur la perception des relations à l'environnement (opportunité / contrainte), et le degré de pression externe (cf. Tableau 5).

| | **Faibles pressions externes** | **Fortes pressions externes** |
|---|---|---|
| **Environnement perçu comme une opportunité** | Stratégies proactives | |
| **Environnement perçu comme une contrainte** | Stratégies passives | Stratégies réactives |

**Tableau 5. Typologie des stratégies environnementales selon la perception dominante des relations entre organisations et écosystèmes.**

Cette représentation fait apparaître trois grandes catégories de stratégies environnementales associées à la vision dominante des relations entre organisations et écosystèmes.

Stratégie passive

La réduction des impacts environnementaux est perçue comme une contrainte, les exigences institutionnelles sont faibles, tout comme les pressions des parties prenantes. Ce contexte engendre l'adoption de comportements visant à minimiser les contraintes, donc les coûts, par

exemple en contournant les réglementations lorsque c'est possible, ou en minimisant les coûts qu'elles induisent via la mobilisation d'analyses coûts-bénéfices.

Stratégie réactive

Les problématiques environnementales sont également ressenties comme des contraintes externes, mais les pressions institutionnelles et / ou des parties prenantes sont importantes. Dans ce cadre, l'organisation va chercher à éviter au maximum les contraintes réglementaires – via, par exemple, des stratégies de contournement, d'évitement (lobbying) – ou à minimiser les coûts générés en employant des analyses coûts-bénéfices. Il s'agira également pour l'organisation d'accéder aux attentes des parties prenantes, mais avec le coût le plus faible, ce qui la conduira autant que possible à limiter son changement de pratiques à un « verdissement » de son image (*greenwashing*), sans pour autant modifier ses processus, sa gestion environnementale, ou son modèle économique.

Stratégie proactive

L'entreprise considère que la limitation de ses dégradations environnementales peut représenter une source de profitabilité, qu'elle subisse ou non des contraintes externes particulières dans ce sens. Ce contexte va ainsi la pousser à respecter les éventuelles régulations environnementales et à développer, de manière volontaire, les actions environnementales complémentaires qui pourraient lui fournir un retour sur investissement, recherché à court terme (économies d'énergie, de matières premières, etc.), voire à plus long terme (innovations).

### 3.2.2 Conception émergente des relations entre organisations et écosystèmes : interdépendances

L'autre perception des relations entre organisations et écosystèmes, plus récente et encore émergente, a été initiée par la diffusion dans les entités économiques des concepts principalement empruntés à la science écologique, et consiste à penser l'environnement et les organisations en interdépendance. Nous revenons dans un premier temps, dans cette sous-section, sur l'émergence de cette vision, et notamment sur le rôle qu'ont joué les organisations « expertes » dans la diffusion des concepts, connaissances, et dans l'élaboration d'outils dédiés. Nous analysons ensuite les changements que cette perception particulière de la place des organisations dans la biosphère peut générer en termes de comportements stratégiques.

#### 3.2.2.1 Origine de la conception émergente des relations entre organisations et écosystèmes

A partir du milieu des années 2000, la diffusion au-delà de la seule sphère académique du concept de biodiversité et des notions qui l'accompagnent – notamment le fonctionnement des écosystèmes indispensable au bien-être humain – a conduit à son appropriation par les différents groupes de nos sociétés, en particulier par les entreprises et les institutions de régulation.

Une idée fondamentale que ces notions véhiculent est que tous les éléments des écosystèmes sont interdépendants – ils participent aux processus écologiques, qui en retour les influencent – ce qui replace l'humain et ses activités au sein même du fonctionnement des systèmes vivants. La propagation de ce changement de paradigme a progressivement généré une prise de conscience analogue de la part des organisations : elles sont à la fois facteur d'influence sur les structures et les dynamiques des écosystèmes, et à la fois dépendantes de services qu'elles en retirent. Ce raisonnement en termes d'interdépendance et de coévolution conduit ainsi les organisations à repenser la nature de leurs interactions avec les écosystèmes : ces dernières ne peuvent plus être réduites simplement à la question des impacts qu'elles induisent et l'environnement ne peut plus être perçu uniquement comme un paramètre externe (Houdet, 2010), ce qui implique une évolution de leurs stratégies.

Plusieurs medias ont contribué à diffuser ces transformations conceptuelles, au premier rang desquels figurent les études internationales *Millenium Ecosystem Assessement* (MEA, 2005a) et *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB, 2009), chacune ayant décliné ses développements et résultats dans des rapports spécifiques à destination des organisations, entreprises en particulier (MEA, 2005c ; MEA, 2005d ; TEEB, 2010). Si les rapports initiaux cherchent essentiellement à sensibiliser les décideurs privés quant à leurs interdépendances avec la biodiversité et les écosystèmes, et aux dangers pour l'industrie de leur dégradation, leurs déclinaisons spécifiques détiennent une portée plus appliquée : présentation de démarches permettant d'évaluer les dépendances et impacts des organisations, d'outils de gestion des risques, de modèles économiques émergeants, de cadre incitatifs, etc.

L'appropriation de ces enseignements, dans certains types d'organisation, a pu être relativement large et rapide. C'est par exemple le cas de nombreuses entreprises multinationales évoluant dans des secteurs industriels en lien étroit avec la biodiversité (e.g. énergie, construction), ou des organisations, de types et de tailles diverses, proposant des services liés à l'environnement, comme en témoignent les engagements volontaires pris dans

le cadre de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité en France[10]. Cette diffusion récente et effective – qui ne doit pas faire oublier que la très grande majorité des organisations au niveau mondial ne s'inscrit pas dans cette mouvance – peut être attribuée, en partie, au travail des institutions internationales en charge de la préservation de la biodiversité (Convention sur la Diversité Biologique (CDB) notamment). La nécessité d'engager le secteur privé dans l'atteinte des objectifs de la CDB est en effet reconnue comme un enjeu prioritaire depuis la huitième Conférence des Parties (COP-8). Lors de la COP-10 à Nagoya (Japon) en 2010 a donc été adoptée la Décision X/21 qui vise à créer les conditions pour faciliter la participation des acteurs économiques à la préservation de la biodiversité et invite directement le secteur privé à contribuer à l'application de la Convention, du Plan Stratégique pour la Biodiversité, et à l'atteinte des Objectifs d'Aïchi[11]. La résolution demande en outre au Secrétariat de la CDB « d'encourager la création d'initiatives pour les entreprises et la biodiversité à l'échelle nationale et continentale en facilitant un forum de discussion entre les Parties et les autres gouvernements, les entreprises et les autres parties prenantes, en se concentrant sur le niveau international »[12]. Pour répondre à cette demande, le Secrétariat a entrepris en 2010 l'identification d'Initiatives Nationales pour les Entreprises et la Biodiversité (ou a encouragé la création) et a mis en place un Partenariat International pour les Entreprises et la Biodiversité, englobant les différentes initiatives nationales, les acteurs économiques, et les autres parties prenantes. L'Association OREE représente le point focal de L'Initiative française depuis la création du Partenariat. Ces Initiatives nationales, ainsi que les autres structures, organismes non lucratifs « experts », réseaux, impliqués sur ces sujets (par exemple UICN, *World Business Council for Sustainable Development* (WBCSD), *World Resources Institute* (WRI), etc. au niveau international ; UICN France, Association OREE, Entreprises pour l'Environnement, etc. au niveau français) ont ainsi également largement contribué à amorcer un basculement conceptuel relatif aux liens identifiables entre

---

[10] Site internet du Ministère en charge de l'écologie : http://www.developpement-durable.gouv.fr/-Appel-a-reconnaissance-SNB-.html (page consultée le 18/09/2015)

[11] Le Plan Stratégique favorise la mise en œuvre des objectifs de la Convention sur la Diversité Biologique. Il comprend une vision, une mission, et cinq buts stratégiques, déclinés en 20 objectifs nommés « Objectifs d'Aichi » : gérer les causes sous-jacentes de l'appauvrissement de la diversité biologique en intégrant la diversité biologique dans l'ensemble du gouvernement et de la société (Objectifs 1 à 4) ; réduire les pressions directes exercées sur la diversité biologique et encourager l'utilisation durable (Objectifs 5 à 10) ; améliorer l'état de la diversité biologique en sauvegardant les écosystèmes, les espèces et la diversité génétique (Objectifs 11 à 13) ; renforcer les avantages retirés pour tous de la diversité biologique et des services fournis par les écosystèmes (Objectifs 14 à 16) ; renforcer la mise en œuvre au moyen d'une planification participative, de la gestion des connaissances et du renforcement des capacités (Objectifs 17 à 20).

[12] Site internet de la Plateforme Française pour les Entreprises et la Biodiversité : http://entreprises-biodiversite.fr/le-partenariat-international-pour-les-entreprises-et-la-biodiversite.html (page consultée le 18/02/2015)

organisations et biodiversité. Par la constitution de groupes de travail, la conception d'outils, l'accompagnement stratégique, ou la conduite d'études de cas, ces organismes ont joué un rôle de médiation des connaissances essentielles dans la diffusion des concepts scientifiques au sein de la sphère des organisations économiques.

Nous développons brièvement l'exemple des travaux de l'Association OREE, en raison de son rôle dans la propagation des concepts liés à la perception émergente, et la construction d'une approche spécifique (dans laquelle s'inscrit notre thèse). Les travaux d'OREE sur la question des relations entre organisations et biodiversité trouvent leur origine à la fin de l'année 2005 avec la constitution du groupe de travail « Biodiversité et Economie » en partenariat avec l'Institut Français de la Biodiversité – actuelle Fondations pour la Recherche sur la Biodiversité – visant à réunir chercheurs, entreprises, collectivités locales et organismes non lucratifs, afin d'œuvrer à l'intégration de la biodiversité dans la stratégie des entreprises. La première étape des travaux du groupe a consisté à créer un outil permettant d'identifier et d'évaluer les interdépendances entre les entreprises et la biodiversité : L'« Indicateur d'interdépendance de l'entreprise à la biodiversité » (IIEB), développé en 2006 (Houdet, 2008). L'outil, dont le champ d'application peut concerner un produit ou une entreprise entière, consiste en un autodiagnostic simple basé sur vingt-trois critères répartis en cinq groupes : critères en lien direct avec le monde vivant (dont la dépendance aux services écosystémiques (SE)), critères liés aux marchés actuels, critères liés aux impacts sur la biodiversité, critères liés à la compensation des impacts, et critères liés aux stratégies de l'organisation. Le résultat du diagnostic prend in fine la forme d'un pentagramme, représentant une vue globale de la perception qu'a l'entreprise de son interdépendance à la biodiversité (cf. Figure 8).

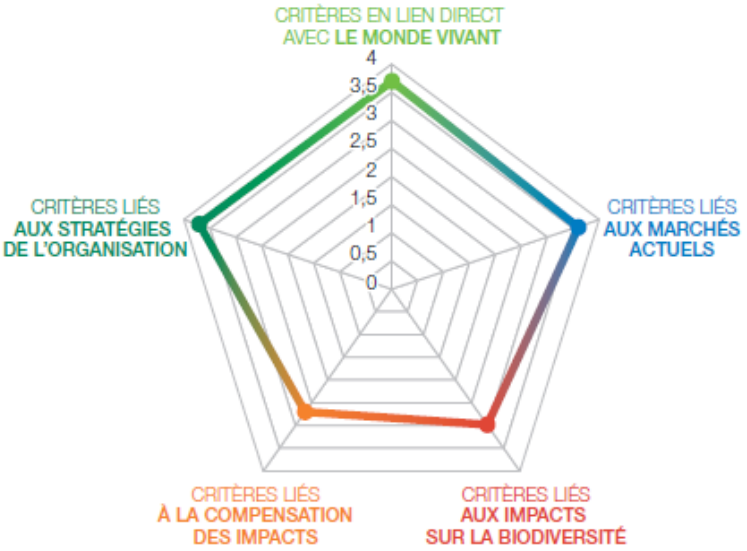



**Figure 8. Pentagramme représentant l'interdépendance de l'entreprise Yves Rocher à la biodiversité (Fromageot et al., 2013, p.104).**

La mobilisation de cet outil par de nombreuses entreprises a conduit à la publication en 2008 de l'ouvrage « Intégrer la biodiversité dans les stratégies des entreprises » (Houdet, 2008). Cette première étape a permis de vérifier les hypothèses des instigateurs de la démarche, en particulier le caractère essentiel, vital, de la biodiversité et des écosystèmes pour les entreprises dans la réalisation de leurs objectifs économiques. Forte de ce constat, l'entreprise, l'organisation même, si l'on étend la réflexion à l'ensemble des entités économiques productrices de biens et services, marchands ou non, ne peut plus appréhender l'environnement naturel à travers le seul prisme des impacts, et sa stratégie ne peut plus résider dans leur seule minimisation (Houdet, 2010). La continuation des travaux d'OREE a consisté à amorcer une démarche innovante, cherchant à faire de la biodiversité une part intégrante de la stratégie des organisations. L'objectif était de proposer une méthode de « bilan biodiversité des organisations ». Pour mener à bien cette entreprise, une thèse CIFRE a été portée par OREE et AgroParisTech avec la contribution de Veolia, à partir de l'année 2007, avec pour titre « Entreprises, biodiversité, et services écosystémiques. Quelles interactions et stratégies ? Quelles comptabilités ? » (Houdet, 2010).

On peut considérer que la succession des travaux de l'association OREE est représentative du cheminement emprunté par plusieurs organisations depuis le milieu des années 2000, en ce sens qu'il semble avoir anticipé l'évolution de leurs besoins. La première tâche fut ainsi de conduire le changement de perception de la relation des acteurs économiques à

l'environnement, en propageant et vulgarisant les concepts et les études de référence – via l'ouvrage « Intégrer la biodiversité dans les stratégies des entreprises » (Houdet, 2008) – mais aussi et en grande partie via la conception d'un outil dédié, l'IIEB. Les résultats obtenus ont rapidement fait émerger d'autres besoins chez ces organisations : l'identification des données écologiques pertinentes et leur intégration stratégique. C'est la thèse portée par OREE et pilotée par le groupe de travail qui a ensuite eu pour objet de répondre à ce défi, avec la volonté de formaliser une méthode de « bilan biodiversité ». Le déroulement des travaux OREE est également semblable à celui d'autres organismes « experts » situés à l'interface de la sphère académique et de celle des organisations : de la conception d'outils de sensibilisation, voire d'identification des enjeux (outils semblables à l'IIEB : EBE Vie[13], *Ecosystem Services Review* (ESR : Hanson et al., 2008), etc.) à la construction de démarches volontaires spécifiques à visée stratégique (approches comparables au « bilan biodiversité ») : e.g. *Approach for reporting on ecosystem services* (GRI, 2011), *Corporate Ecosystem Valuation* (WBCSD, 2013), e*nvironmental profit and loss account* (Puma, 2011 ; Novo Nordisk, 2014 ; Kering, 2015),.

Cette perception des relations entre organisations et écosystèmes, qui replace les entités économiques dans le fonctionnement de la biosphère – contrairement à la vision dominante qui cherche à intégrer l'environnement dans la sphère économique des organisations –, se trouve en analogie avec la vision forte de la soutenabilité. Son développement semble d'ailleurs avoir suivi des cheminements similaires, conduit par l'intégration de concepts écologiques dans les modes de fonctionnement des organisations, à l'image du courant de la soutenabilité forte influencé dans les années 1980 par des concepts empruntés à l'écologie et à la thermodynamique.

#### 3.2.2.2 Stratégies environnementales associées à cette conception émergente

Resituer l'organisation dans le contexte de la dynamique des écosystèmes – caractériser ses interdépendances à l'égard de systèmes vivants – n'autorise plus à les réduire à une contrainte externe ni à limiter ses interactions environnementales à la seule question de ses influences (Houdet, 2010). En effet cette vision, en même temps qu'elle met en évidence l'influence que l'organisation peut exercer sur les structures écologiques et sur l'évolution des écosystèmes, permet également d'exprimer la dépendance de l'organisation à l'égard de la biodiversité et des SE, ces deux dimensions étant étroitement liées : typiquement, les modalités de retrait des

[13] Site internet du Ministère en charge de l'écologie : http://www.developpement-durable.gouv.fr/Evaluez-l-interdependance-de-votre.html (page consultée le 19/02/2015).

SE par les organisations conditionnent le fonctionnement des écosystèmes dont ils sont issus et peuvent l'altérer ou l'optimiser, générant en retour des répercutions sur la qualité et / ou le niveau des SE retirés.

Cette nouvelle approche des relations à l'environnement engendre comme principale conséquence, pour les organisations, l'identification d'interfaces inédites avec les écosystèmes, et donc potentiellement de nouveaux espaces de gestion stratégique (cf. Figure 9). Plus précisément, elle les conduit à « s'intéresser […] à l'ensemble des éléments de BSE [(i.e. biodiversité et services écosystémiques)] avec lesquels [l'organisation] interagit (dépendances, impacts), pour cibler les interactions clefs, avec le vivant et le non-vivant, qu'elle doit entretenir, maîtriser et / ou développer au sein des socio-écosystèmes dans lesquels elle évolue. » (Houdet, 2010 p.97).

Comme illustré par la transition entre la Figure 9a et la Figure 9b, cette évolution perceptive fait apparaitre principalement deux nouvelles interfaces par rapport à la perception dominante (qui ne considère que les impacts environnementaux de l'organisation et leurs effets externes) : (1) les avantages retirés par l'entité du fonctionnement des écosystèmes via les SE, et (2) les rétroactions que les influences écologiques (positives ou négatives, occasionnées par l'organisation elle-même ou des tiers) peuvent occasionner sur l'activité de l'organisation elle-même (à court, moyen, ou long terme, et en synergie éventuelle avec les influences générées par d'autres organisations). Ces deux nouvelles dimensions sont, en outre, étroitement liées, les influences (positives ou négatives) sur les structures écosystémiques pouvant être à l'origine de modifications des SE (améliorations ou diminutions), et de variations en conséquence des avantages retirés.

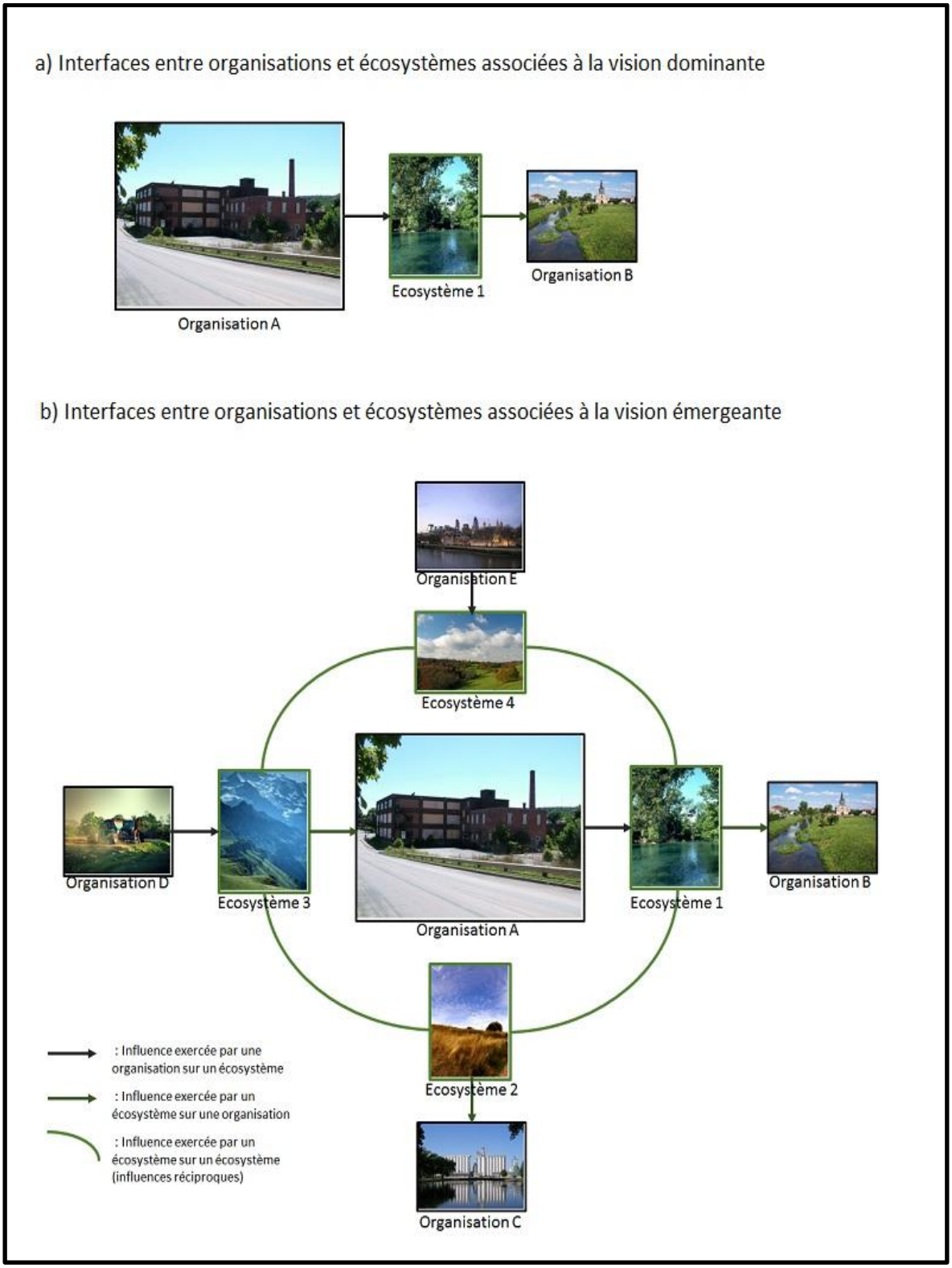



**Figure 9. Evolution des interfaces environnementales considérées par les organisations, selon la perception de leurs relations vis-à-vis des écosystèmes : d'une perception dominante de ces relations, dans laquelle seules les influences exercées sur les écosystèmes sont prises en compte (a), à une perception émergente, à laquelle sont associées les influences réciproques entre organisations et écosystèmes (b).**

Houdet (2010) propose d'inscrire cette perception émergeante des relations à l'environnement dans les approches théoriques de la firme, notamment au sein des approches contractuelles au travers desquelles certains éléments de biodiversité peuvent être assimilés à des ressources devant être allouées efficacement pour l'atteinte des objectifs, et de manière plus appropriée dans les approches par les compétences, où la biodiversité peut représenter des « ressources, compétences, connaissances et routines relatives au monde vivant » (p.94), qu'il convient de gérer de manière efficace (cf. sous-section 2.2.1). Ce dernier point conduit l'auteur à mobiliser ensuite les sciences de gestion, en considérant que les différents éléments écosystémiques peuvent être liés aux stratégies de l'organisation, ainsi qu'à ses configurations organisationnelles et à son modèle économique, jouant ainsi un rôle prédominant sur sa performance économique.

Il s'agit donc, pour les organisations qui partagent ce mode de représentation, de dépasser le cadre de gestion stratégique traditionnel des impacts occasionnés sur les écosystèmes, dont les objectifs consistent essentiellement à minimiser les coûts de réduction des dégradations environnementales, pour adopter des comportements leur permettant dans certaines situations d'optimiser la création de valeur (logique *win-win*), de manière directe ou indirecte, à court, moyen, ou long terme, via l'adoption de nouvelles stratégies environnementales. Ce contexte (nouvelles perceptions, nouvelles interfaces) est favorable à l'émergence de modèles économiques innovants, où la dimension environnementale tient une place prépondérante. Elle peut s'inscrire, par exemple, dans le cœur de métier même de l'organisation (développement d'activités de services de nature écologique), dans ses flux d'approvisionnement, dans ses processus et modes de production, dans la conception des produits, dans la gestion et la compensation de ses impacts environnementaux, etc., et exige une remise en question profonde du fonctionnement traditionnel de l'organisation, et des investissements dont le retour peut ne pas avoir lieu à court terme.

Le déploiement de stratégies innovantes (cf. Tableau 6) consiste à adopter les comportements suivants : concernant la gestion des impacts sur les systèmes vivants, en dehors du respect des contraintes institutionnelles, l'organisation est encline à leur anticipation, et peut chercher à les susciter lorsqu'elles s'avèrent porteuses de nouvelles opportunités commerciales. Par ailleurs, les attentes des parties prenantes sont prises en considération avec une dimension collaborative forte – dans une volonté d'améliorer les relations, de nouer de nouveaux partenariats valorisants, ou dans une optique contractuelle, notamment dans le cas d'influences positives – donc avec la possible mise en place d'instruments volontaires spécifiques. Par ailleurs, gérer sa dépendance aux SE va essentiellement signifier pour

l'organisation de les sécuriser dans l'espace et dans le temps, c'est-à-dire de veiller au fonctionnement pérenne des écosystèmes qui en sont à l'origine (nouveaux modes de gestion en propre, nouvelles clauses dans les contrats de gestion, appropriation d'espaces, négociations avec les parties prenantes influençant la disponibilité des SE, etc.), voire à des modifications de structures ou procédés destinées à remplacer des solutions technologiques par des SE. Une nouvelle fois, c'est notamment à travers le déploiement d'outils et de processus de gestion volontaires et spécifiques que les organisations pourront mettre en œuvre ces stratégies innovantes.

| | **Faibles pressions externes** | **Fortes pressions externes** |
|---|---|---|
| **Environnement perçu comme interdépendant** | Stratégies innovantes | |
| **Environnement perçu comme une opportunité** | Stratégies proactive | |
| **Environnement perçu comme une contrainte** | Stratégies passive | Stratégies réactive |

**Tableau 6. Typologie des stratégies environnementales selon la perception (dominante ou émergeante) des relations entre organisations et écosystèmes.**

# 4 Formalisation d'un cadre de référence pour la viabilité des écosystèmes et des organisations

Après avoir mis en évidence les rôles fondamentaux que jouent les écosystèmes et les organisations dans l'accès des populations humaines au bien-être (respectivement section 1. et section 2.), exploré les relations entre économie et écologie et analysé leurs influences sur les stratégies environnementales des organisations (section 3.), nous proposons, dans la présente section, de définir un cadre de référence permettant de garantir la viabilité dans le temps des écosystèmes et des organisations. Nous nous reposons pour cela sur le concept de viabilité des systèmes socio-écologiques (SSE), exposé dans une première sous-section (4.1). Dans la seconde sous-section (4.2) nous définissions les contraintes de viabilité des SSE en nous appuyant sur les résultats des sections précédentes, avant, enfin, d'énoncer la problématique de notre thèse et de formuler nos premières hypothèses (sous-section 4.3).

## 4.1 Apports du concept de viabilité

### 4.1.1 La co-viabilité des systèmes naturels et humains

Lorsque Weber propose en 1994 l'expression « co-viabilité », il s'agit pour lui de définir l'idée de trajectoires de systèmes d'exploitation telles qu'elles maintiennent aussi bien la viabilité des écosystèmes que celle des modes de vie des populations humaines (Gillon et al., 2000). L'auteur introduit le concept de viabilité, polysémique, qui désigne de manière générique « la capacité d'une entité à survivre » (Durand et al. 2012 p.272). Weber, dans ses écrits traitant de la viabilité, se réfère cependant à une conception bien précise de la viabilité : sa définition mathématique, portée à l'origine par Aubin (1991), qui se consacre à l'étude de la régulation des systèmes dynamiques sous contraintes – dont font partie les systèmes économiques et les systèmes écologiques. C'est ce concept de co-viabilité inspiré des mathématiques, selon l'acception de Weber, que nous proposons d'explorer ici en définissant un cadre de référence formel, conçu tel que les dynamiques du système considéré – méta-système formé par une composante écologique et une composante économique – s'inscrivent dans un ensemble de contraintes de viabilité à la fois écologiques et économiques.

### 4.1.2 La théorie mathématique de la viabilité

Dans le cadre de la théorie mathématique de la viabilité, les systèmes étudiés sont caractérisés par différentes variables, dont les évolutions constituent la dynamique du système. Il existe

pour ces variables des contraintes de viabilité correspondant à des seuils précis, au-delà desquels le système sort de ce qui constitue son domaine de viabilité. Si la dynamique du système le conduit à franchir ces limites, il est susceptible d'emprunter des trajectoires irréversibles le menant à des états non viables. En revanche, « si les systèmes se maintiennent au sein de leur domaine de viabilité, ils peuvent être viables, connaître des évolutions stationnaires, ou cheminer vers des domaines de viabilité plus grande » (Griffon et Weber, 1996, p.174). Une des finalités essentielles de la théorie de la viabilité est de déterminer des modes de régulation, autrement dit de contrôle du système, permettant de le maintenir dans son domaine de viabilité au cours du temps, en présence d'incertitude. Comme le stipulent Griffon et Weber (1996) « le système est viable si, à tout instant, son état permet son renouvellement ultérieur, c'est-à-dire si son évolution n'aboutit pas tendanciellement à sortir du domaine de viabilité et à entrer dans des trajectoires de dégradation plus ou moins irréversibles » (p.174).

Nous proposons d'illustrer les concepts associés à la théorie mathématique de la viabilité en présentant le contexte de l'étude menée par Alvarez et Martin (2010), traitant de l'eutrophisation d'un plan d'eau (inspirée de Martin, 2004). Le système considéré dans cette étude, constitué d'un lac et des exploitations agricoles qui l'entourent, est décrit de manière schématique par deux variables : les apports en phosphore (L) et le phosphore dissout (P), l'association des deux représentant l'espace des états du lac. Les acteurs qui interviennent sur ce système, riverains et agriculteurs, ont chacun des préoccupations particulières : les premiers, qui retirent des services écosystémiques (SE) du lac, souhaitent bénéficier d'un lac oligotrophe ; les seconds, dont la production agricole génère des impacts sur le lac, souhaitent avant tout maintenir leur activité. Ces préoccupations peuvent être traduites, par les analystes du système, en contraintes pesant sur les variables représentatives du système : d'une part le phosphore dissout (P) ne doit pas dépasser une valeur maximale pour maintenir le lac dans un état oligotrophe, de l'autre, pour exercer leur activité de manière satisfaisante, les exploitants sont contraints de déverser une quantité minimale de phosphore (Lmin), cette quantité ne devant pas non plus dépasser une valeur maximale (Lmax) pour des raisons environnementales. Le croisement de ces contraintes délimite un sous-espace des états du lac, où toutes les conditions imposées par les protagonistes sont respectées : c'est l'ensemble de contraintes (cf. Figure 10).

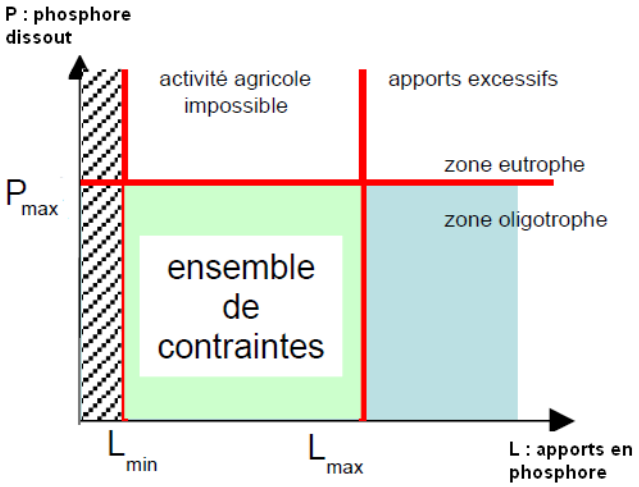



**Figure 10. Ensemble de contraintes dans le cas d'un système constitué d'un lac et des acteurs qui y évoluent (agriculteurs et riverains), et caractérisé par deux variables (apports en phosphore et phosphore dissout). Cet ensemble est délimité par la valeur maximale de phosphore dissout (P), par les valeurs minimales et maximales d'apports en phosphore (L) (adapté d'Alvarez et Martin, 2010, p.7).**

Les analystes définissent également des modes de régulation de ces variables. Dans l'exemple du lac, les auteurs considèrent une régulation limitant la vitesse de variation des apports annuels de phosphore. L'étude de la viabilité consiste, dans l'exemple considéré, à rechercher le sous-ensemble de l'espace de contraintes (« noyau de viabilité ») dans lequel le système peut évoluer indéfiniment en respectant ces contraintes (grâce à une fonction de contrôle), ainsi qu'à rechercher les états hors du noyau de viabilité à partir desquels le système peut être ramené à l'intérieur du noyau. Dans ces derniers états, hors du noyau de viabilité mais inscrits dans son « bassin de capture », il existe une suite de régulations permettant de ramener le lac dans un état oligotrophe et de l'y maintenir dans le temps. Dans d'autres contextes d'étude, lorsque le système se trouve dans une trajectoire irréversible, les études de viabilité vont consister à changer les méthodes de régulation, en proposant des contrôles plus rigoureux ou de nature différente. Dans le cas du lac décrit en *supra*, lorsque même la suppression des apports en P ne permet pas un retour à un état oligotrophe, les nouveaux contrôles peuvent consister, par exemple, à vidanger le lac (Alvarez et Martin, 2010).

### 4.1.3 Le développement viable

Le concept de co-viabilité proposé par Weber est à rapprocher d'une autre idée proposée par l'auteur, celle de « développement viable » (Weber, 1995).

Partant du constat que l'équilibre des systèmes – vivants comme économiques – n'existe pas en dehors d'une succession de multiples équilibres instantanés, et que priment avant tout la variabilité, l'incertitude et l'irréversibilité, la question du développement se pose avant tout pour l'auteur « en termes de gestion des interactions entre des variabilités économiques et sociales et des variabilités naturelles, tant dans l'espace que dans le temps » (Weber, 1995, p.4). Ce que Weber qualifie en conséquence de « développement viable », permettant de répondre à ces enjeux, consiste en quatre points principaux : « (1) la définition d'objectifs de très long terme, d'ordre éthique et politique, au sens fort du terme, est un préalable à l'élaboration de toute stratégie de gestion (Weber et Bailly, 1993) ; (2) s'agissant de communautés humaines, la socio-diversité est au moins aussi importante que la biodiversité ; (3) la viabilité de ces communautés et celle des écosystèmes (proches ou lointains) dont elles tirent leurs moyens de subsistance sont mutuellement, mais non exclusivement déterminantes. Les décisions économiques et sociales devraient être prises sous contrainte de maintien de la viabilité des écosystèmes, tout comme les décisions d'aménagement des milieux devraient être liées au maintien de la viabilité des modes de vie ; (4) à l'affrontement avec les écosystèmes, on préférera la connivence, qui consiste à jouer avec les variabilités naturelles, non à les nier (Henry, 1987). A la recherche d'optimum, on préférera l'élaboration de stratégies adaptatives, tant aux variabilités naturelles qu'aux variabilités économiques » (Weber, 1995, p.4-5). Le développement viable consiste ainsi à rechercher une co-viabilité à long terme des systèmes vivants, et des systèmes sociaux, économiques, qu'ils supportent. « En conséquence, il s'agit moins de préserver que de gérer, sous contrainte de maintien de la viabilité. Viabilité ne signifiant nullement préservation d'équilibre, on ne s'interdit pas de fabriquer de nouveaux écosystèmes […] » (Weber, 1995, p.5).

## 4.2 Définition d'un cadre de viabilité des systèmes socio-écologiques

### 4.2.1 Mobilisation du concept de viabilité

Nous ne cherchons pas ici à formuler un modèle mathématique permettant de prendre en compte l'évolution des écosystèmes et des organisations pour l'étude de leurs modes de régulation. Une telle entreprise s'avèrerait extrêmement limitée dans les situations que nous souhaitons étudier, en raison surtout de l'incapacité à traiter de manière opérationnelle des systèmes excédant un nombre réduit de variables d'état – ce qui serait cependant indispensable pour une analyse pertinente des méta-systèmes qui nous intéressent – et également de la difficulté d'intégrer dans les approches par simulation certains concepts

pourtant essentiels pour la gestion des systèmes écologiques et économiques, comme la résilience (Ortiz et Wolff, 2002, cité dans Martin 2005).

Nous proposons en revanche de nous inspirer des méthodes employées dans les analyses mathématiques de viabilité pour développer la suite de notre thèse, en cherchant à définir un cadre théorique de référence permettant d'inscrire les systèmes écologiques et économiques dans des trajectoires de viabilité, que nous qualifions de « cadre de viabilité ». Concrètement, il s'agit dans un premier temps de déterminer les contraintes de viabilité qui s'appliquent aux méta-systèmes considérés dans nos travaux (systèmes socio-écologiques, articulation entre systèmes vivants et systèmes sociaux, en particulier systèmes économiques, cf. sous-section 4.2.2), puis de nous interroger sur les modes de régulation permettant de les maintenir dans l'« espace de contraintes » ainsi défini (i.e. le cadre de viabilité). Ce cadre doit nous permettre, dans la suite de nos travaux, i) d'évaluer la pertinence et la performance des modèles de régulation existants (au regard des contraintes de viabilité définies), et ii) de guider la construction de nouveaux modèles de gestion efficaces (par rapport également aux contraintes de viabilité).

Houdet (2010) formule des interrogations comparables, à travers son modèle de co-viabilité entre biodiversité et entreprises (inspiré également de Weber, 1995) : « […] comment assurer la viabilité de la biodiversité au travers des interactions directes et indirectes que les entreprises ont avec les BSE [i.e. la biodiversité et les SE] sans compromettre leur viabilité économique » ? (Houdet, 2010, p.133). Si la viabilité économique des entreprises renvoie explicitement pour l'auteur à leur profitabilité, son modèle de co-viabilité ne semble, en revanche, pas proposer de définition de celle des systèmes vivants.

### 4.2.2 De la co-viabilité des écosystèmes et des organisations à la viabilité des systèmes socio-écologiques

Les idées que nous avons développées dans les différentes sections de ce chapitre nous poussent à remettre en question la notion de co-viabilité. En effet, les interdépendances identifiées entre organisations et environnement et la coévolution des systèmes économiques et vivants qui en résulte nous inciteraient à penser leurs dynamiques davantage en tant qu'un seul et même (méta)système plutôt que selon leurs interactions croisées. Ce point de vue est partagé par de nombreux auteurs, en particulier par les chercheurs spécialistes de la résilience écologique qui considèrent les dynamiques humaines et écologiques comme étroitement liées, et dont les objets d'analyse sont souvent qualifiés de « systèmes socio-écologiques » (SSE)

(ou « socioécosystèmes »). Mathevet et Bousquet (2014) mettent notamment en exergue la présence de boucles de rétroactions parmi les interactions qui gouvernent les SSE : des rétroactions positives, d'une part, qui amplifient les changements et déstabilisent les systèmes (cas par exemple de la surpêche qui, en diminuant les stocks, provoque une augmentation des prix pouvant accroitre encore la pression sur la ressource) ou rétroactions négatives qui diminuent les changements et stabilisent la dynamique des systèmes (cas des relations proie-prédateur, la prédation entrainant une diminution des proies qui régule en retour les populations de prédateurs). En traduisant ces interdépendances entre les sphères sociale et écologique, le concept de SSE conduit à leur étude commune « […] pour comprendre le système qu'elles forment et éventuellement agir » (Mathevet et Bousquet, 2014, p.17). Les auteurs attribuent la paternité du concept de SSE à Henry Ollagnon qui initie cette idée dans les années 1980 (Ollagnon, 1989), puis à Berkes et Folke qui le formalisent à la fin des années 1990 (Berkes et Folke, 1998). Ils le rapprochent aujourd'hui de la notion de territoire employée en géographie, et le définissent comme un système « dont les caractéristiques et la dynamique sont issues des interactions entre des acteurs et les composantes de leur espace géographique » (Mathevet et Bousquet, 2014, p.18). Ils se composent donc d'éléments bio-physico-chimiques, des produits des activités humaines, et des interactions qui se produisent entre ces divers éléments.

Nous proposons d'inscrire notre recherche de cadre de viabilité, et par la suite le déroulement de notre thèse, dans ce contexte théorique. Nous prenons cependant le parti de limiter principalement la sphère sociale à la sphère économique, et en particulier à l'entité microéconomique de l'organisation. Cette question est développée dans la définition des contraintes de viabilité des SSE (cf. sous-section 4.2.3.2).

### 4.2.3 Détermination des contraintes de viabilité des systèmes socio-écologiques

Pour définir les contraintes de viabilité des SSE, qui se composent dans notre étude des systèmes naturels, des agents économiques qui y sont implantés, et de leurs interactions, nous nous appuyons sur les résultats obtenus dans les sous-sections 1.5 et 2.2, à savoir la détermination des conditions essentielles de la viabilité, respectivement, des systèmes vivants et des organisations.

#### 4.2.3.1 Retour sur les contraintes de viabilité des écosystèmes

Nous avons déterminé que la principale contrainte de viabilité qui s'applique aux écosystèmes correspond à leur résilience, caractère souvent corrélé à leur diversité biologique et qui doit, selon un point de vue anthropocentré, être associé à un état des systèmes considéré comme socialement souhaitable. Concrètement, la résilience écologique doit être assurée par le maintien des systèmes à distance des seuils écologiques, c'est-à-dire à distance des valeurs limites de variables-clés du système au-delà desquelles ils basculent vers des états alternatifs non souhaitables et potentiellement irréversibles (cf. sous-section 1.5.3). Lorsque de tels seuils n'apparaissent pas ou ne sont pas identifiés, ou lorsque les incertitudes à leur égard sont importantes, des démarches telles que la gestion adaptative doivent permettre de maintenir les SSE dans des états souhaitables et résilients. Ces deux modalités ne sont toutefois pas incompatibles, les pratiques de gestion adaptative étant généralement intégratives des connaissances relatives aux seuils écologiques.

#### 4.2.3.2 Retour sur les contraintes de viabilité des organisations

La viabilité économique d'une organisation représente sa capacité, a minima, à compenser ses coûts de fonctionnement via l'activité de production de biens ou services – marchands ou non – qu'elle poursuit. Cette exigence minimale d'équilibre budgétaire s'applique aux administrations publiques et aux organisations non lucratives, mais s'avère insuffisante pour les entreprises, dont les contraintes de viabilité sont celles de la réalisation de profit (cf. sous-section 2.2.1).

### 4.2.4 Positionnement théorique du cadre de viabilité des systèmes socio-écologiques

Le cadre de viabilité des SSE correspond ainsi à un espace de contraintes, écologiques d'une part, et économiques d'autre part. Il définit les contraintes essentielles qui s'appliquent aux dynamiques des SSE de manière à garantir leur viabilité à long terme : le maintien de ces systèmes dans un état écologique socialement souhaitable et résilient, et le maintien de la profitabilité ou de l'équilibre budgétaire des organisations qui y sont implantées.

La construction de notre cadre de référence le place fondamentalement dans le cadre théorique de la viabilité, et aux préceptes du développement viable tels que définis par Weber (1995). Mais les contraintes qu'il pose trouvent également résonnance dans la conception forte de la soutenabilité, qui stipule que capital économique et capital naturel sont

complémentaires et doivent être maintenus indépendamment au cours du temps via, en ce qui concerne le capital naturel, la conservation du « capital naturel critique » et le respect de limites environnementales (cf. section 3.1.2.2). Si cette conception propose, selon nous, des bases solides pour la viabilité des systèmes vivants, la définition du capital naturel critique est large, susceptible d'interprétations variables, voire de controverses. Peut-on juger, en effet, sans prendre un risque considérable pour la biosphère, que tel ou tel élément du capital naturel (structure, processus, ou fonction écosystémique) est accessoire et peut être érodé, en raison de sa capacité supposée à être remplacé par une solution technologique ? Certains auteurs se revendiquant de cette mouvance s'accordent toutefois à penser que, devant l'ampleur des dégradations écologiques, ces questions s'avèrent dépassées. Nous les rejoignons, considérant que, d'une part, dans le contexte d'incertitude dans le lequel évoluent les SSE, les perturbations ne sont pas toutes prévisibles, et que, d'autre part, les réponses adaptatives des éléments écosystémiques sont largement méconnues. Notre cadre de viabilité des SSE ambitionne donc de s'inscrire dans cette frange de la soutenabilité forte, tout en proposant des pistes pour son opérationnalisation.

## 4.3 Problématique de la thèse et formulation d'hypothèses

### 4.3.1 Définition de la question de recherche

La problématique qui émerge de la détermination du cadre de viabilité des SSE, défini dans la sous-section précédente, consiste à s'interroger sur les modalités permettant d'y intégrer, pratiquement, les dynamiques des SSE : « comment gérer les systèmes socio-écologiques de manière à inscrire leur dynamique dans nos contraintes de viabilité ? » En d'autres termes, quels outils, approches, instruments destinés à la régulation environnementale permettent-ils de gérer les systèmes socio-écologiques de manière à respecter les contraintes écologiques (de résilience) et économiques (de profitabilité / équilibre budgétaire) de notre cadre de référence ?

### 4.3.2 Formulation d'hypothèses en réponse à notre problématique

Nous nous employons, dans la suite de notre thèse, à proposer des réponses à cette problématique. Pour cela, dans un premier temps, nous confrontons les démarches usuelles de régulation environnementale (au sens large) aux contraintes de viabilité de notre cadre de référence, afin de juger de leur efficacité. En cas d'inadéquation de ces démarches, nous

pourrons ensuite proposer de nouvelles formes de régulation aptes à inscrire les SSE dans notre cadre de viabilité.

Les approches de régulation courantes peuvent être identifiées en prenant appui sur l'analyse des stratégies environnementales des organisations réalisée en sous-section 3.2 (cf. Tableaux 5 et 6). Elles relèvent principalement de deux types :

- le respect strict des contraintes environnementales institutionnelles (tout au plus), pour ce qui concerne les stratégies passives et réactives ;
- la mise en place d'instruments volontaires (« approches volontaires »), s'agissant des stratégies innovantes et, dans une moindre mesure, des stratégies proactives.

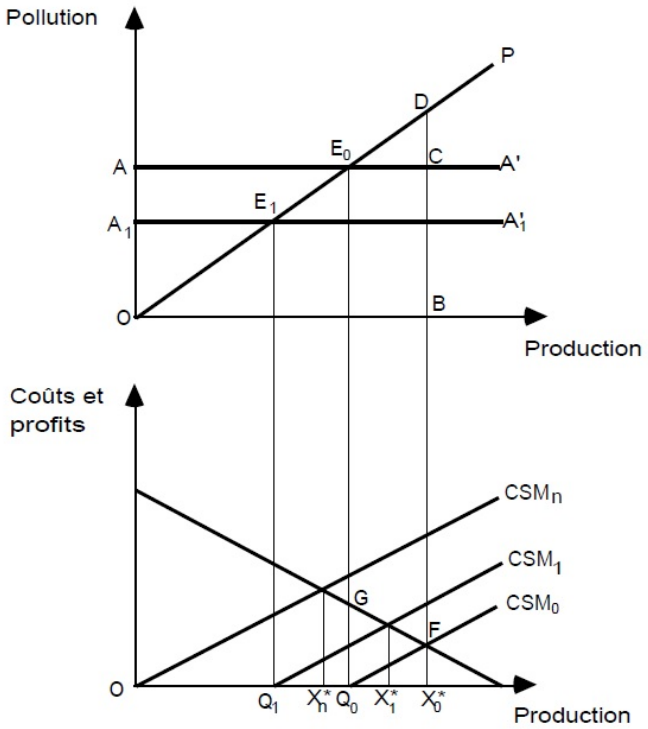
Ces deux types de régulation environnementale constituent les premières hypothèses émises en réponse à notre problématique.

#### 4.3.2.1 Le respect de l'optimum économique au travers des régulations environnementales institutionnelles

Comme nous l'avons exposé dans les sous-sections 3.1 et 3.2.1.1, les économistes de l'environnement ont cherché, depuis les années 1970 et la prise de conscience des effets néfastes que les dégradations environnementales générèrent sur le bien-être humain, à intégrer l'environnement dans le modèle d'équilibre général néoclassique. Cette approche repose principalement sur la recherche de l'optimum économique de dégradation environnementale ou l'analyse coûts-bénéfices, et se traduit ensuite de manière opérationnelle par l'emploi, de la part des pouvoirs publics, d'instruments de régulation destinés à atteindre cet optimum : notamment des normes réglementaires, taxations, subventions, et émissions de droits à polluer.

Cependant, les fondements mêmes de ces approches, c'est-à-dire la détermination puis le respect d'un optimum de dégradation environnementale, révèlent des limites importantes du point de vue écologique, et nous conduisent à écarter d'emblée cette catégorie d'instruments. Nous proposons d'expliciter, en nous appuyant principalement sur la thèse de Pearce (1976), pourquoi ces outils sont susceptibles de conduire à long terme à la dégradation des systèmes écologiques. L'idée centrale de Pearce (1976) réside dans l'existence d'un décalage systématique entre le niveau d'assimilation des dégradations environnementales par les écosystèmes – niveau devant être établi de manière scientifique – et le niveau de dégradation prescrit par le calcul de l'optimum de pollution (ou l'analyse coûts-bénéfices), décalage à l'origine d'une érosion progressive des systèmes vivants. Harribey (1997) explique la thèse proposée par Pearce (1976) comme suit, en prenant appui sur le Graphique 2. Le niveau A de

dégradation écologique représente la capacité assimilatrice maximale de l'écosystème, à partir de laquelle l'écosystème est altéré dans ses fonctions. A ce niveau maximal de dégradation pouvant être absorbée, correspond un niveau d'activité de l'organisation concernée (production industrielle par exemple) $Q_0$, au-delà duquel commencent à apparaître des coûts externes, comme représentés graphiquement par la courbe $CSM_0$ (pour « coût social marginal »). L'« équilibre écologique » correspond donc au point $E_0$. L'optimum de pollution, lui, est situé au croisement de la courbe de profit marginal avec celle du coût social marginal, soit au point F (cf. sous-section 3.2.1.1). A ce niveau d'activité $X_0$ supposé optimal, déterminé en dehors de toute considération de nature écologique, correspond un niveau de dégradation d'intensité égale au segment BD, supérieur au niveau OA et donc dépassant la capacité d'assimilation de l'écosystème. Pearce stipule qu'à la période d'activité suivante, le surplus de dégradation généré au cours de l'activité initiale – du fait du dépassement du seuil d'assimilation A – réduit davantage le niveau maximal de dégradation pouvant être accepté par l'écosystème, qui chute à $A_1$, porte le nouvel équilibre écologique en $E_1$, et provoque l'apparition des coûts externes en $Q_1$. Le nouvel optimum de dégradation autorise un niveau d'activité $X_1$, qui génère une dégradation à nouveau supérieure au seuil d'assimilation représenté par $OA_1$, et ainsi de suite jusqu'à l'érosion complète de l'écosystème.




**Graphique 2. Le processus infernal de Pearce (Harribey, 1997, p.4)**

Harribey (1997) tire deux enseignements de la démonstration de Pearce : d'une part la recherche et le respect de l'optimum économique engendrent la destruction progressive des écosystèmes, et d'autre part, le respect de l'équilibre écologique correspond nécessairement à une situation économiquement non optimale. Malgré la proposition de plusieurs parades théoriques par les économistes néoclassiques pour corriger le modèle et l'orienter vers une issue non délétère – Godard (2004) en dénombre cinq principales –, l'auteur démontre que chacune s'avère inopérante (hypothèses de départ non pertinentes, fortes incertitudes, inefficacité à long terme), et recommande de « rechercher une autre manière de sortir du piège décrit par le modèle de Pearce » (Godard, 2004 p.18). Ces développements nous conduisent donc à rejeter cette première hypothèse.

Des outils présentés comme plus performants du point de vue environnemental et économique – en comparaison des outils de régulation traditionnels – ont fait leur apparition au cours des dernières décennies au sein d'organisations développant des stratégies environnementales spécifiques. Il convient à présent de nous interroger sur la capacité de ces instruments, généralement regroupés dans la littérature sous l'appellation d'« approches volontaires » (AV), à accéder aux contraintes écologiques et à respecter les exigences économiques de notre cadre de viabilité.

#### 4.3.2.2 La mise en œuvre d'approches volontaires

Les AV mentionnées précédemment dans le cadre du déploiement de stratégies proactives ou innovantes par les organisations (cf. sous-sections 3.2.1.3 et 3.2.2.2), correspondent à des « arrangements en vertu desquels des entreprises s'engagent à améliorer leur performance environnementale au-delà des exigences légales » (OCDE, 1999 p.9), dans l'objectif d'en récolter un retour sur investissement. Cette catégorie d'instruments, si elle suscite un intérêt considérable en raison de sa présupposée meilleure efficacité environnementale et financière (en comparaison des instruments traditionnels), s'avère délicate à examiner, car apparue sur le terrain et extrêmement hétérogène : les AV reposent en effet sur des bases théoriques variées et poursuivent des objectifs divers. Par exemple CAVA (2000, cité dans David, 2004a) dénombrait, au moment de son étude, plus de 350 AV en Europe, et au Japon plus de 30000 accords locaux étaient en cours à la fin des années 1990 (OCDE, 1999). Si bien que l'analyse des conséquences écologiques et économiques du déploiement de ces approches ne semble pertinente qu'au cas par cas. Cet exercice fait l'objet du deuxième chapitre de notre thèse et constitue la deuxième hypothèse en réponse à notre problématique : la mise en œuvre des AV

permet d’inscrire les dynamiques des systèmes socio-écologiques dans notre cadre de viabilité.

## Conclusion

A travers la première section de ce chapitre, nous avons souligné l'importance de la biodiversité et du fonctionnement des écosystèmes pour le bien-être humain, en nous intéressant en particulier à la notion de service écosystémique (SE) – biens et services que les humains retirent de la biodiversité en termes d'approvisionnement, de services de régulation, et de services culturels et sociaux. Face au constat du déclin actuel de la diversité biologique et de l'érosion de nombreux SE, la nécessité de maintenir le fonctionnement des écosystèmes nous a conduits à nous interroger sur les conditions essentielles de leur viabilité. Nous considérons qu'elles correspondent au maintien des écosystèmes dans un état socialement souhaitable et résilient. La résilience écologique, qui désigne la capacité d'un système à absorber une perturbation et à se réorganiser tout en conservant les mêmes fonctions, structures, et réponses, est étroitement liée à la fois à la biodiversité – une biodiversité plus importante étant généralement favorable à une plus grande résilience – et aux seuils écologiques.

Dans la seconde section, nous nous sommes intéressés aux organisations économiques, entités potentiellement responsables des dégradations écologiques susmentionnées. Nous avons mis en exergue qu'à travers les différentes fonctions qu'elles assurent au sein du système économique – participation au développement économique, redistribution des revenus, production de biens et services publics notamment – elles participent aussi grandement à garantir l'accès des populations humaines au bien-être, d'où la nécessité d'assurer leur pérennité. Nous considérons que les contraintes de la viabilité des organisations sont issues des exigences économiques qui pèsent sur elles, et qui conditionnent l'ensemble de leurs finalités. S'agissant des entreprises, ces contraintes relèvent de leur capacité à générer des profits, et pour les administrations publiques et les organisations non lucratives, de leur capacité à respecter un équilibre budgétaire.

Nous avons exploré, dans la troisième section de ce chapitre, les différentes propositions vouées à reconsidérer le fonctionnement du système économique en prenant en compte la préservation de l'environnement. Elles correspondent aux deux visions du développement soutenable, qui vise globalement à assurer la non-décroissance du bien-être humain au cours du temps. De manière schématique, la conception dite faible de la soutenabilité consiste à maintenir constant un stock de capital global dans le temps, les différentes formes de capital (capital naturel et capitaux artificiels fabriqués par les humains) étant substituables les unes aux autres, alors que la soutenabilité forte rejette cette idée de remplacement et requiert le

strict maintien d'un capital naturel critique, composé des éléments essentiels du capital naturel jugés non remplaçables. L'idée du courant faible de la soutenabilité relève donc de l'intégration de l'environnement dans l'économie, alors que la soutenabilité forte cherche au contraire à réintégrer l'économie dans la biosphère. Nous considérons que la diffusion de ces deux paradigmes (ou des idées dont ils sont issus) de la sphère académique dans la société civile a conduit à leur intégration dans les organisations, notamment dans l'élaboration des stratégies environnementales. La soutenabilité faible est à l'origine, pour les organisations, d'une perception contraignante des écosystèmes, encore dominante aujourd'hui, où l'environnement n'est appréhendé qu'à travers des impacts à son encontre, qu'il convient de réduire en réponse à différentes pressions. Cette conception de l'environnement conduit à des stratégies minimalistes qui consistent, au mieux, à respecter strictement les régulations des institutions. Les idées de la soutenabilité forte engendrent, en revanche, une représentation selon laquelle organisations et écosystèmes sont en interdépendance, et conduisent à la formulation de stratégies innovantes, en particulier via la mise en œuvre d'approches volontaires supposées plus ambitieuses que les contraintes institutionnelles.

Enfin, en nous reposant sur le concept mathématique de la viabilité et sur les résultats des précédentes sections, nous avons proposé, dans la dernière section de ce chapitre, un cadre de référence visant à concilier économie et écologie. Il peut être représenté sous la forme d'un espace de contraintes en deux dimensions – comprenant d'une part les contraintes de viabilité des écosystèmes (résilience écologique), et de l'autre les contraintes de viabilité des organisations (profitabilité / équilibre budgétaire) – au sein duquel les dynamiques des systèmes socio-écologiques (SSE, systèmes composés des éléments bio-physico-chimiques, des produits des activités humaines, et de leurs interactions) peuvent évoluer dans la viabilité. La problématique de notre thèse, qui en découle, se pose ainsi : « comment gérer les SSE de manière à inscrire leur dynamique dans nos contraintes de viabilité ? » Notre cadre de référence, le « cadre de viabilité des SSE », doit nous permettre, dans un premier temps, d'interroger l'efficacité des différentes démarches usuelles de gestion environnementale. Après avoir constaté que le respect de l'optimum de dégradation environnementale – sur lequel se basent majoritairement les régulations environnementales institutionnelles – est susceptible de conduire au déclin progressif des systèmes vivants, nous proposons une deuxième hypothèse en réponse à notre problématique, explorée dans le deuxième chapitre de notre thèse : les approches volontaires peuvent conduire à inscrire les dynamiques des SSE dans notre cadre de viabilité.

**CHAPITRE 2 - GERER LES SYSTEMES SOCIO-ECOLOGIQUES PAR LA MISE EN ŒUVRE D'APPROCHES VOLONTAIRES**

## Introduction

Notre recherche, dans ce chapitre, consiste à étudier une deuxième hypothèse en réponse à notre problématique, formulée ainsi : « les approches volontaires permettent de garantir la viabilité des systèmes socio-écologiques (SSE) ». Il s'agit, autrement dit, de mesurer la capacité d'instruments relativement récents, souvent plébiscités pour leur efficacité écologique et économique, et particulièrement hétérogènes – les approches volontaires (AV) – à inscrire les dynamiques des SSE dans le cadre de viabilité défini à l'issue de notre premier chapitre. Pour rappel, ce cadre de référence se traduit par le respect de contraintes de viabilité écologique (résilience des écosystèmes) et de contraintes de viabilité économique (profitabilité / équilibre budgétaire). Notre étude sera donc dirigée ici vers l'évaluation de la performance écologique et économique des AV du point de vue de ces contraintes.

La première section a pour but de clarifier notre objet d'étude, notamment en définissant les AV, en expliquant leur émergence, leur fonctionnement conceptuel, et en identifiant précisément les AV de gestion environnementale.

La deuxième section représente la première étape de l'évaluation écologique des AV. Elle consiste à interroger la capacité des AV de gestion environnementale, considérées globalement, à prendre en compte l'ensemble des interactions identifiables entre les organisations et les écosystèmes.

Dans la troisième section, nous poursuivons l'étude de la performance écologique des AV en cherchant à déterminer si, pour les interactions qu'elles se proposent de gérer, ces instruments peuvent conduire les SSE dans un état souhaitable et résilient. Pour cela, nous nous appuyons sur un panel d'AV adapté à notre étude, chaque AV sélectionnée étant évaluée spécifiquement à la lumière des analyses disponibles dans la littérature.

La dernière section de ce chapitre s'intéresse à l'efficacité économique des AV, du point de vue de la profitabilité des organisations en jeu ou du maintien de leur équilibre budgétaire, en évaluant individuellement, via une analyse bibliographique, les instruments sélectionnés précédemment.

# 1 Les approches volontaires : exploration et caractérisation d'une famille d'instruments hétérogène

Cette première section a pour objet de clarifier la notion d'approche volontaire (AV), afin de disposer d'éléments précis (définition, typologie, panel) en vue de l'analyse de ces instruments dans les sections suivantes.

La première sous-section se consacre à expliquer l'émergence des AV en tant qu'outils de régulation environnementale issus de la pratique, et non de la théorie économique, en réponse principalement aux limites des outils de régulation traditionnels.

Les trois sous-sections suivantes s'attachent, respectivement, à définir précisément les AV, à expliquer leur fonctionnement du point de vue des organisations qui les mettent en place, et à en proposer une typologie.

Dans la dernière sous-section, nous restreignons le champ des AV aux instruments standardisés qui relèvent d'outils de gestion environnementale – susceptibles donc de gérer les interactions entre organisations et écosystèmes – et sur lesquels nous nous basons pour la suite de notre étude.

## 1.1 Emergence des approches volontaires

### 1.1.1 Les critiques adressées aux instruments de régulation traditionnels

En réponse à la mise en évidence des coûts externes environnementaux générés par le développement économique, les autorités publiques de nombreux pays occidentaux ont implémenté, à partir des années 1960, divers instruments de régulation, réglementaires dans un premier temps (approches dites *command and control*, majoritaires), puis plus récemment économiques (encore marginaux), afin de corriger ces inefficacités.

Un champ important de la littérature s'est consacré à l'analyse comparative de ces instruments (Hahn, 1989 ; Cropper et Oates, 1992 ; Chiroleu-Assouline, 2007). Si on considère généralement que les réglementations restent indispensables pour contrôler certaines formes de dégradation environnementale, ces approches sont souvent critiquées pour leur rigidité et leur inefficience[14] par les académiques, qui leurs préfèrent les instruments économiques. Ces derniers sont en effet plus efficients en théorie, mais dans la pratique ils s'avèrent souvent complexes à mettre en place et peu employés.

[14] L'efficience d'un instrument, dans une acception coasienne, représente sa capacité à générer d'avantage de bénéfices que de coûts d'implémentation, et à réduire au maximum les coûts économiques (de production, de transaction) liés à l'atteinte de l'objectif fixé.

On peut considérer que les critiques des entreprises à l'égard des instruments traditionnels (et en particulier des outils réglementaires), portant essentiellement sur les coûts trop importants qu'ils font peser sur leur fonctionnement, combinées à celles d'autres acteurs (organisations non lucratives notamment) quant à leur inefficacité environnementale, ont participé à l'essor de nouveaux instruments de régulation : les AV.

#### 1.1.1.1 Les instruments réglementaires

La réglementation représente un procédé simple permettant aux pouvoirs publics de s'assurer de l'atteinte de l'optimum de pollution (cf. Chapitre 1, sous-section 3.2.1.1) par les différents agents impliqués : elle consiste essentiellement à leur imposer des normes, pouvant être de deux natures – normes de performance et normes de moyens –, tout en instaurant les processus permettant de surveiller les comportements des organisations régulées. Les premières, normes de performance, laissent aux agents concernés la liberté de définir eux-mêmes les modalités à travers lesquelles ils respectent le niveau maximal (relatif ou absolu) de dégradation environnemental autorisé, alors que les secondes, les normes de moyens, stipulent précisément les modes de contrôle des dégradations qui devront être déployés (équipements de dépollution, installations de réduction des rejets, etc.).

#### 1.1.1.2 Critiques adressées aux instruments réglementaires

Les instruments réglementaires ont conduit à des résultats positifs reconnus, et sont même considérés dans certains contextes comme indispensables, en particulier lorsqu'il s'agit de respecter des seuils critiques pour la santé ou la sécurité des populations humaines (David, 2004b). Ils sont toutefois souvent critiqués : par certains activistes d'une part (e.g. ONG), qui accusent leur manque d'efficacité environnementale (de par la nature même de ces instruments, vis-à-vis de certaines dégradations environnementales, ou parfois par manque d'ambition de la part des régulateurs), mais surtout par les économistes qui leurs reprochent leur faible efficience économique (coûts élevés pour les organisations régulées mais également pour les administrations) et leur manque de flexibilité, et leurs préfèrent des approches plus efficientes : les instruments économiques, dont le coût d'opportunité est réputé plus faible (Mzoughi, 2005).

#### 1.1.1.3 Les instruments économiques

Les instruments de régulation économiques représentent des approches plus récentes, dont l'intérêt a été plébiscité par un nombre croissant d'économistes depuis la fin des années 1970.

Leur fonctionnement consiste à agir sur les coûts des comportements qui sont à l'origine des dégradations écologiques, dans le but d'inciter les agents concernés à internaliser les externalités environnementales, ce qui leur laisse le choix des modes de contrôle des dommages au moindre coût. Ces instruments peuvent être regroupés en deux catégories : la régulation par les prix (taxes et subventions) et la régulation par les quantités (quotas échangeables).

Dans le cas de la mise en place d'une taxe environnementale, les organisations sont incitées à réduire leurs dégradations environnementales jusqu'à ce que le coût marginal généré par cette réduction égalise le taux de la taxe unitaire. A l'échelle de l'ensemble des agents confrontés à la taxe, ce mécanisme entraine l'équivalence de leurs coûts marginaux, et donc la minimisation des coûts totaux, sans que cela n'ait nécessité de connaître la fonction de coût de chacun. Ainsi, le taux de la taxe est déterminé de manière à atteindre le niveau visé de diminution des dégradations. Les mécanismes de subvention sont basés sur le même fonctionnement théorique, et aboutissent donc également à la minimisation des coûts par rapport à l'objectif fixé.

Lors de la constitution d'un marché de permis transférable, le régulateur fixe le plafond global de la dégradation environnementale, c'est à dire le nombre total de permis d'émission, ou le nombre total de droits d'usage d'une ressource naturelle, puis répartit cette quantité parmi les agents concernés. Les différences de coûts marginaux de réduction des dégradations (ou de coûts d'exploitation de la ressource naturelle) entre les agents génèrent alors des transactions : deux organisations avec des coûts différents trouveront chacune une motivation au transfert de permis, à un prix compris entre leurs coûts respectifs. Ainsi, les transactions prennent fin lorsque tous les agents égalisent leurs coûts marginaux, ce qui correspond ici aussi à une situation qui minimise les coûts globaux de la politique environnementale par rapport à l'objectif visé.

#### 1.1.1.4 Analyse des instruments économiques

Contrairement aux approches réglementaires, inspirées d'instruments de régulation plus lointains et qui ont émergé sur le terrain sans réelle anticipation de leurs incidences sur les agents régulés (en termes de coûts et de répartition), la conception des instruments économiques se base sur les analyses théoriques de la science économique (Thiébaut, 2001, cité dans Grolleau et al., 2004). Leur mise au point a ainsi cherché à combler certaines lacunes identifiées des réglementations, et présente théoriquement plusieurs avantages. En commençant par les modalités d'élaboration des instruments à proprement parler (définition

des objectifs et des moyens de les atteindre) : les instruments économiques présentent l'avantage de ne pas nécessiter d'informations détaillées sur les fonctions de coûts de chaque agent, contrairement aux instruments réglementaires. Les ressorts incitatifs mobilisés sont par ailleurs radicalement différents : si ceux des règlementations se limitent à l'évitement des sanctions (pouvant entraîner des comportements de passager clandestin), les approches économiques misent sur les capacités d'anticipation des organisations et sur leur recherche de profit (en particulier par les entreprises, cf. Karp et Gaulding, 1995). Cette spécificité, qui relève de l'importante flexibilité laissée pour l'atteinte des objectifs écologiques, permet à la fois une meilleure conformité environnementale (moins de passagers clandestins) et une meilleure efficacité économique. C'est en effet le principe même des mécanismes économiques qui est à l'origine de leur propriété la plus considérée : en minimisant les coûts globaux des politiques environnementales – à travers l'égalisation des coûts marginaux de limitation des dégradations – ils conduisent à une meilleure efficience économique, par rapport aux approches réglementaires.

Cependant, cette capacité des instruments économiques à atteindre les objectifs écologiques définis (optimum) aux moindres coûts est contrainte par des hypothèses très restrictives (Mzoughi, 2005). Pour qu'ils soient effectifs, leur mise en œuvre devrait ainsi être soumise aux conditions définies dans les modèles théoriques, ce qui n'est, pour ainsi dire, jamais le cas dans les situations réelles. On peut penser que les nombreux décalages qui apparaissent effectivement avec les hypothèses constitutives des modèles établis, comme la présence de coûts de transaction ou les asymétries d'information, ont participé aux déceptions ressenties à l'égard de ces instruments, et à leur application relativement faible par les institutions régulatrices. En effet, si des taxes environnementales sont établies dans quelques pays européens, elles ne le sont que de manière très marginale dans le reste du monde, notamment aux Etats-Unis (David, 2004a). De la même manière, les marchés de permis échangeables sont rarement mis en œuvre, en dehors des quotas laitiers et de l'exemple, très critiqué car peu incitatif, de la régulation en Europe et aux Etats-Unis des émissions de gaz à effet de serre (GES). Les quotas de pêche transférables représentent des instruments économiques particuliers, les objectifs étant alimentés avant tout par des avis scientifiques destinés à assurer le renouvellement de la ressource. Ils ne sont cependant par exempts de critiques, à la fois écologiques (approche monospécifique et ne menant qu'à des situations d'abondance faible) et économiques (concentration de l'activité au niveau de quelques acteurs) (Gascuel, 2009).

De plus, l'introduction dans les politiques environnementales des instruments économiques est souvent le fruit de rudes négociations, et peut aboutir à des dispositifs « au rabais ». Selon l'OCDE (1997, cité dans David, 2004b), la fiscalité environnementale est ainsi souvent établie à des taux insuffisants pour pouvoir être incitative, et se limite alors à un rôle purement financier. A titre d'exemple, Chiroleu-Assouline (2015) dresse ce tableau de la situation de la fiscalité environnementale en France : « […] force est de constater que, comme le souligne le Rapport d'étape du Comité pour la fiscalité écologique (CFE, 2013), la structure du système fiscal reflète plus une logique de rendement fiscal que d'incitations écologiques » (p. 139). Ce détournement n'exclut toutefois pas que les recettes puissent être, dans certaines situations, mobilisées pour l'élimination des pollutions, dans une optique curative.

Au final, comme le stipule David (2004b), « le recours aux instruments économiques demeure modeste et les exemples de succès d'application de ces approches constituent, à ce jour, davantage l'exception que la règle » (p.15). Ces derniers points suggèrent un autre élément d'explication, complémentaire, à la faible mobilisation des instruments économiques : les problèmes d'acceptabilité qu'ils sont susceptibles de soulever.

#### 1.1.1.5 Problèmes généraux d'acceptabilité des instruments traditionnels de régulation

Selon David (2004a et 2004b), les problèmes politiques d'acceptabilité représentent les principaux obstacles à la mise en œuvre des instruments de régulation traditionnels, plus que les contraintes et limites techniques qui leurs sont inhérentes. Ces difficultés, qui concernent aussi bien les instruments réglementaires qu'économiques, sont attribuables au fait que les politiques environnementales qui mobilisent ces instruments ont tendance, en même temps qu'elles accroissent le bien-être de certains agents, à désavantager d'autres catégories d'organisations. Les entreprises industrielles, particulièrement concernées par le principe « pollueur-payeur » et donc souvent visées par les régulations, peuvent, dans ces contextes et pour les plus importantes d'entre elles, exercer une influence décisive sur les prises de décision des régulateurs et contester les mesures environnementales en préparation (David, 2004a). Cette forte opposition s'explique par les réductions de profitabilité que ces mesures peuvent faire peser sur les firmes et nuire à leur compétitivité (logique *win-lose*, cf. Chapitre 1, sous-section 3.2.1.2). Dans le système économique actuel, globalisé, une régulation environnementale jugée contraignante, lorsque appliquée de manière unilatérale, peut en effet désavantager économiquement les entreprises qui y sont soumises par rapport à leurs concurrentes étrangères qui y échappent (désavantage compétitif). Dans ce type de situation, les entreprises les plus influentes peuvent alors s'opposer aux mesures, et chercher à incliner

les décisions publiques en brandissant diverses menaces, comme la délocalisation de leurs activités ou la mise en place de plans sociaux. Ces considérations politiques portant sur la profitabilité des agents régulés peuvent ainsi réduire la latitude des régulateurs, alors contraints d'« arbitr[er] entre une protection de l'environnement efficace et le maintien de la rentabilité des entreprises régulées » (David, 2004b, p.16). Les politiques environnementales françaises ont proposé, au cours des dernières décennies, plusieurs illustrations de ces phénomènes. A commencer par les débats animés qui ont suivi en 1992 la proposition d'instauration d'une taxe carbone-énergie, destinée à réduire les émissions de GES, et qui se sont reproduits en 2010 à la suite d'une proposition de taxe environnementale similaire. Plus récemment encore, l'initiative avortée de « taxe nationale sur les véhicules de transport de marchandise » (écotaxe poids-lourds), ou les rebondissements du « Comité pour la fiscalité écologique », en sont d'autres exemples manifestes.

Ces problèmes d'acceptabilité sociale sont une traduction de la critique plus générale, adressée par diverses catégories d'acteurs, aux régulateurs institutionnels et à leur monopole sur les politiques environnementales (Mzoughi, 2005). Nous considérons que ces différentes formes de contestation, couplées aux changements perceptifs qui se sont produits au sein des organisations à l'égard de leurs relations aux écosystèmes (cf. Chapitre 1, sous-section 3.2), ont conduit à l'émergence de multiples outils, hétérogènes, au sein desquels les administrations publiques sont absentes ou ont une place subsidiaire : les AV.

### 1.1.2 Le développement des approches volontaires comme réponse aux limites des instruments de régulation traditionnels

Nous avons relevé, dans la sous-section précédente, différentes critiques formulées à l'égard des institutions administratives relativement aux instruments traditionnels de régulation environnementale qu'elles mettent en œuvre. Selon plusieurs auteurs (David, 2004b ; Mzoughi, 2005), les AV sont apparues en grande partie en réponse à ces limites et réprobations. De trois principales natures, elles peuvent donc être interprétées comme des forces motrices (*drivers*) dans l'émergence des AV, et être formulées comme suit :

- la remise en question de l'efficacité environnementale des instruments de régulation traditionnels ;
- la faible efficience économique de ces instruments ;
- l'hostilité des entreprises à l'égard de ces outils en raison de leurs implications jugées trop coûteuses.

Comme nous l'avons proposé dans le premier chapitre de la thèse, un quatrième critère vient compléter cette liste :

- l'évolution de la perception de l'environnement par les organisations : d'un facteur externe contraignant à une opportunité, voire à un élément stratégique déterminant (cf. Chapitre 1, sous-section 3.2).

Selon les contextes sociaux, économiques, politiques, ces différents facteurs d'émergence des AV peuvent ou non s'exprimer, ou exercer des forces variables, ce qui a pour conséquence d'orienter les objectifs sur lesquels se concentrent les différentes AV. Lorsque, parmi ces facteurs, dominent les critiques relatives à l'efficacité économique et / ou écologique des instruments traditionnels, ou une conception *win-win* des rapports entre environnement et profit, l'objectif principal des instruments qui en émergent sera de garantir une meilleure performance écologique et / ou économique. En revanche, lorsque le facteur principal d'émergence se trouve être l'hostilité à l'égard de mesures jugées coûteuses, l'objectif de des AV qui en découlent sera d'éviter des pressions externes (réglementaires ou celles exercées par les parties-prenantes). Ainsi, si les AV peuvent avoir pour objet, dans certaines situations, de proposer aux organisations d'accéder à un double bénéfice, écologique et économique, elles peuvent également leur offrir, dans d'autres circonstances, le moyen de se soustraire à des contraintes environnementales externes (e.g. éviter une réglementation, échapper aux pressions d'activistes, etc.) (David, 2004b). Dans ces derniers cas, la mise en place des AV se limite à des manipulations de la part des organisations, et nous nous concentrons dans la suite de notre analyse sur les premières situations dans lesquelles les AV cherchent à accroître l'efficacité écologique et / ou économique des régulations environnementales.

L'émergence des AV traduit alors deux changements primordiaux : la volonté, partagée par de nouvelles catégories d'acteurs (notamment les organisations non lucratives et les entreprises), de participer activement à la régulation environnementale des activités humaines – activité auparavant réservée aux administrations publiques – et la possible réconciliation entre profitabilité et intégrité des écosystèmes (Mzoughi, 2005).

Les arguments majoritaires en faveur des AV, outre leur meilleure acceptabilité par les organisations (caractère évident lorsqu'il s'agit d'initiatives volontaires), ont trait à leur efficience (Mzoughi, 2005). Selon ce point de vue, les entreprises en particulier, via leur objectif de réalisation de profit, s'avèrent être les acteurs les plus susceptibles d'accéder à l'atteinte des objectifs écologiques aux coûts les plus faibles. Leur régulation privée des dégradations environnementales doit permettre d'une part, de réduire les coûts administratifs pour l'institution régulatrice (allègement des procédures, transferts de certains coûts auprès

des organisations régulées, coûts de contrôle par exemple), et d'autre part, de réaliser des économies pour les agents régulés (latitude importante dans le choix des modalités de gestion) (David, 2004b).

## 1.2 Définition des approches volontaires

Les AV sont, à la différence des outils de régulation traditionnels, des instruments issus de la pratique, qui n'ont donc été étudiés par la science économique qu'après leur développement – important – sur le terrain. Ce processus d'émergence, à l'origine d'une variété considérable d'outils, de nature hétérogène, est également responsable de la grande multiplicité des terminologies employées pour qualifier les AV, et de leurs définitions (Mzoughi, 2005). L'auteur considère néanmoins que les nombreuses définitions existantes s'accordent sur trois points principaux :

- le caractère volontaire de l'engagement des organisations, par opposition aux instruments contraignants traditionnels ;
- la caractérisation d'objectifs écologiques supposés plus exigeants que ceux auxquels les organisations sont soumises par la voie législative ;
- la préservation des intérêts économiques de l'agent régulé (minimisation des coûts privés, voire réalisation de bénéfices).

Nous reprenons ici la définition proposée par Mzoughi (2005) à l'issue de ces considérations, qui caractérise les AV (que nous pourrons également qualifier par la suite d'instruments, outils, ou démarches volontaires) « comme des engagements volontaires des entités régulées à réaliser des objectifs en rapport avec l'environnement dont la prétention est d'aller au-delà de la simple conformité réglementaire » (p.24).

## 1.3 Fonctionnement théorique des approches volontaires

Si les instruments économiques et les AV font tous deux l'objet d'un intérêt et d'un emploi croissant depuis la fin des années 1980, ces deux types d'instruments sont radicalement différents du point de vue de leur construction et de leur fonctionnement, et ne peuvent donc pas faire l'objet des mêmes analyses (OCDE, 1999). Comme nous l'avons explicité précédemment, le fonctionnement des instruments économiques est issu de la théorie, ce qui autorise une évaluation ex ante de leur efficacité (*Ibid.*). Définir, en revanche, le mode opératoire des AV, fruits de la pratique des organisations et conçues sur le terrain, ne peut se faire qu'a posteriori – comme le proposent Prakash et Potoski ( 2012) (cf. *infra*).

Malgré leur caractère volontaire, les AV n'en représentent pas moins des instruments de régulation environnementale, leur déploiement induit donc nécessairement, pour l'agent régulé, l'internalisation d'externalités négatives. Une de leurs spécificités, comme précisé en précédemment, consiste à définir des exigences plus contraignantes que celles stipulées par la législation, ce qui implique pour les organisations d'internaliser les externalités environnementales à un niveau supérieur à celui qui est préconisé par la loi, ou à créer des d'externalités positives au-delà des contraintes réglementaires, initiatives qui génèrent automatiquement des surcoûts (tout du moins dans un premier temps). Le fonctionnement conceptuel des AV réside, selon Prakash et Potoski (2012), dans leur capacité à indiquer en retour aux parties prenantes externes le niveau d'implication environnementale de l'organisation de manière crédible, ces dernières ne pouvant, sans ces informations, évaluer efficacement les processus employés par l'organisation et leur performance écologique. L'hypothèse soumise par les auteurs est alors que ces parties prenantes sont en mesure de compenser les surcoûts de l'organisation considérée en lui accordant divers bénéfices : goodwill, exonérations réglementaires, parts de marché supplémentaires, fidélisation de la clientèle, et augmentation du prix des produits (Gunningham et al., 2003, Lundgren, 2003, cités dans Prakash et Potoski, 2012). Selon cette vision, les AV correspondent à des « biens de club » (Buchanan, 1965, cité dans Prakash et Potoski, 2012), c'est à dire des biens exclusifs mais non rivaux : seules les organisations participant aux AV détiennent la capacité d'en récolter les bénéfices. Sans ces instruments, les parties prenantes externes ne pourraient distinguer les entreprises performantes écologiquement de celles qui ne le sont pas, ce qui les conduirait à ne faire profiter aucune des bénéfices cités. En ce sens Prakash et Potoski (2012) estiment que les AV font émerger « un nouveau marché pour la réputation environnementale » des organisations (p.125).

## 1.4 Typologie des approches volontaires

Comme nous l'avons mentionné, les instruments volontaires sont issus de la pratique et se sont développés sur le terrain, et leur grande popularité, à compter des années 1990, a entraîné le développement d'une importante diversité d'instruments. Plusieurs auteurs ont proposé des typologies permettant de catégoriser les AV, afin d'offrir une meilleure lisibilité de cet ensemble hétéroclite, et / ou d'orienter l'analyse de ces approches. Borkey et Glachant (1997) proposent la typologie d'AV la plus employée dans la littérature (reprise notamment par

Segerson and Li, 1999 ; Khanna 2001 ; Lyon et Maxwell, 2003 ; Borck and Coglianese, 2009 ; etc.), dans laquelle les instruments sont classés en fonction du degré d'intervention des institutions publiques :

- engagements définis uniquement par les industriels ;
- engagements définis par négociation entre la partie industrielle et l'autorité publique ;
- engagements définis uniquement par l'autorité publique.

Typologie à laquelle Borkey et al. (OCDE, 1999) ajoutent une quatrième catégorie :

- négociations directes entre organisations (relativement aux externalités environnementales).

Cette dernière catégorie renvoie surtout, pour les auteurs, à des arrangements faisant suite à la génération d'externalités environnementales négatives : dédommagement de la part de l'organisation à l'origine des nuisances à destination de celle qui les subit. Mais, de manière intéressante dans le contexte de notre étude, cette classe peut également accueillir des accords portant sur la diminution de ces externalités négatives, ou sur la création d'externalités positives, à l'image de certains outils spécifiques à la gestion de la biodiversité (paiements pour services écosystémiques).

Considérée dans sa globalité, cette typologie présente avant tout, pour les auteurs, l'intérêt de permettre une comparaison entre les différentes catégories d'AV et apprécier l'importance du rôle de la puissance publique dans leur efficacité. La comparaison de l'efficacité des AV selon les organismes qui en sont à l'origine apparaît, en effet, d'un intérêt considérable, car ces derniers sont variés et semblent jouer un rôle capital dans la conception des instruments, dans leur performance, et dans leur appréciation par les parties prenantes externes (Prakash et Potoski, 2012). Les AV peuvent aussi bien trouver leur origine dans l'initiative des administrations publiques, que dans celle des associations professionnelles, des entreprises privées, ou des associations environnementales. Nous proposons ainsi d'élargir la classification proposée par Borkey et al. (OCDE, 1999) à ces autres acteurs.

Par ailleurs, la seconde catégorie mentionnée par les auteurs, à savoir les « accords négociés volontaires », correspond à des engagements définis à l'issue d'une négociation entre les autorités régulatrices et l'organisation, dont le respect est assuré via la menace d'autres contraintes réglementaires (David 2004b). Nous considérons que le caractère contraignant de ce processus de mise en œuvre n'est pas compatible avec la définition même des instruments volontaires, faisant de ces démarches des approches hybrides entre la régulation institutionnelle classique et l'AV, que nous choisissons d'exclure de notre analyse.

Il serait également appréciable, aux vues de la variété considérable des instruments volontaires, que leur typologie s'emploie à en améliorer la lisibilité. Borkey et al. (OCDE,

1999) accordent, à ce titre, une importance particulière à la nature méthodologique de l'instrument considéré, en distinguant les AV centrées sur l'atteinte d'objectifs particuliers de celles qui sont focalisées sur la manière dont les objectifs environnementaux doivent être atteints. Nous proposons, en ce sens, de distinguer les différentes démarches selon la nature des méthodes qu'elles mobilisent – un critère de classification qui peut également être utile pour leur comparaison.

Ces considérations nous conduisent à la formulation d'une typologie à double entrée, distinguant d'une part les AV selon la nature du processus qui les constitue (système de management / référentiel de gestion / contrat bilatéral), et d'autre part selon les organismes qui en sont à l'origine (administration publique / entreprise / organisme non lucratif) (cf. Tableau 7, sous-section 1.5).

## 1.5 Approches volontaires de gestion environnementale

Nous procédons à une première sélection d'AV en identifiant les outils standardisés en lien avec la gestion des écosystèmes. Cette approche nous conduit à considérer les instruments suivants : Agriculture Biologique (AB), Ecolabel Européen, *Eco-Management and Audit Scheme* (EMAS), *Forest Stewardship Council* (FSC), Haute Qualité Environnementale, (HQE), ISO 14001, *Leadership in Energy and Environmental Design* (LEED), *Marine Stewardship Council* (MSC), mesures agro-environnementales (MAE), Paiements pour services écosystémiques (PSE), *Program for the Endorsement of Forest Certification schemes* (PEFC), *Union for Ethical BioTrade* (UEBT). Nous nous appuyons sur la typologie proposée dans la sous-section précédente pour représenter et clarifier la diversité de ces AV (cf. Tableau 7), puis nous présentons tour à tour succinctement ces différents instruments.

| Principale organisation à l'origine de l'AV / Mécanisme mobilisé | ONG / organisme non lucratif au service des ménages | Entreprise / organisme non lucratif au service des entreprises | | Administration publique |
|---|---|---|---|---|
| Système de gestion | | . ISO 14001 | | . EMAS |
| Référentiel de gestion | . FSC<br>. MSC | . PEFC<br>. UEBT<br>. LEED | . HQE | . AB<br>. Ecolabel Européen<br>. MAE |
| Outil juridique | | . PSE | | . PSE |

**Tableau 7. Typologie des approches volontaires standardisées de gestion environnementale.**

Agriculture biologique

L'Agriculture Biologique (AB) caractérise un mode de gestion agronomique et de production alimentaire qui vise à garantir la santé des écosystèmes et des individus (IFOAM, 2008). Elle consiste en la certification des denrées (produits agricoles non transformés, produits agricoles transformés destinés à l'alimentation humaine, aliments destinés aux animaux, semences) qui ont été produites dans le respect d'exigences spécifiques. Ces règles, qui concernent par exemple les conditions d'élevage des animaux, l'utilisation d'intrants, ou le choix des semences, apparaissent dans les cahiers des charges au sein des Règlements CE n°834/2007 et n°889/2008 (Conseil de l'Union européenne, 2007 ; Commission européenne, 2008a).

*Eco-Management and Audit Scheme*

L'*Eco-Management and Audit Scheme* (EMAS) est un règlement d'application volontaire conçu par les instances de l'Union européenne, dont l'objectif est d'encourager les organisations, quelles qu'elles soient, à réduire leurs incidences sur l'environnement. Pour ce faire, l'EMAS propose aux organisations de mettre en œuvre un système de management environnemental (SME, ensemble de procédures), destiné à l'amélioration progressive et continue de la maîtrise de leurs impacts sur l'environnement, et de communiquer des informations à l'externe sur ces problématiques (Parlement européen et Conseil de l'Union européenne, 2009).

Ecolabel Européen

La conception par la Communauté européenne de l'Ecolabel Européen vise à réduire les influences négatives de la fabrication et de la consommation des produits sur l'environnement (dont le climat et les ressources naturelles) et sur la santé humaine. L'obtention du label par une organisation est conditionné par sa capacité à satisfaire à l'ensemble des critères spécifiés au sein du Règlement dédié (Parlement européen et Conseil de l'Union européenne, 2010), critères relatifs aux impacts jugés les plus significatifs sur l'environnement, et qui concernent l'intégralité du cycle de vie du produit.

*Forest Stewardship Council*

La certification *Forest Stewardship Council* (FSC), créée et portée par un groupe d'acteurs de la filière bois (ONG environnementales, représentants de droits sociaux, utilisateurs de bois, commerçants), vise à garantir une gestion forestière durable, c'est à dire qui réponde aux besoins sociaux, économiques et écologiques actuels et des générations futures. Les entreprises sylvicoles qui souhaitent accéder à la certification doivent respecter dix principes fondamentaux, déclinés en soixante-dix critères précis, spécifiés dans des référentiels spécifiques (e.g. Bureau Veritas Certification, 2009), garants de la performance environnementale et sociale de leurs exploitations (FSC, 2014a).

Haute Qualité Environnementale

La démarche Haute Qualité Environnementale (HQE) représente une initiative associative d'origine privée et publique (Brochard et Jaunet, 2007) qui vise à maîtriser les impacts environnementaux des bâtiments neufs et existants sur l'ensemble de leur cycle de vie, et à offrir aux occupants des ouvrages sains et confortables. Pour cela, HQE s'appuie sur une méthode en trois volets : la définition des objectifs (environnementaux notamment) de l'opération, basée sur quatorze cibles particulières (déclinées en un référentiel de cinquante-deux cibles élémentaires), la mise en place d'un SME destiné à guider les différentes phases de mise en œuvre de la démarche et l'atteinte des objectifs, et la définition et le suivi d'indicateurs de performance (Association HQE, 2010).

ISO 14001

La norme internationale ISO 14001, développée au sein de l'Organisation internationale de normalisation (ISO) par un groupe composé principalement de responsables de l'industrie, de représentants des organismes de normalisation et d'entreprises de conseil en environnement

(Krut et Gleckman, 1998, cité dans Mzoughi et Grolleau, 2005), a pour objet d'aider les organisations « à la fois à mieux gérer l'impact de leurs activités sur leur environnement et à démontrer une gestion environnementale saine » (ISO, 2009). Tout comme l'EMAS, cet outil volontaire stipule pour cela les exigences relatives à la mise en œuvre d'un SME, permettant à l'organisation de définir une politique et des objectifs environnementaux (la norme ne précise pas elle-même les critères spécifiques d'efficacité environnementale), afin d'obtenir sa certification (ISO, 2004).

*Leadership in Energy and Environmental Design*

La certification *Leadership in Energy and Environmental Design* (LEED) a été conçue par le *United States Green Building Council* (USGBC), une organisation non lucrative fondée par un panel composé majoritairement d'entreprises mais également d'associations environnementales[15], dans l'optique d'accompagner la conception et la construction de bâtiments respectueux de l'environnement. Elle consiste en un système de notation comportant cent-dix points, répartis sur cinquante-six crédits (référentiel), eux-mêmes regroupés en sept catégories de mesure : aménagement durable des sites, gestion de l'eau, énergie et atmosphère, matériaux et ressources, qualité des environnements intérieurs, innovation et processus de design, et priorité régionale (Arseg, 2011).

*Marine Stewardship Council*

Le *Marine Stewardship Council* (MSC) représente un organisme non lucratif, mis en place par un regroupement de trois « collèges » de parties prenantes de la filière pêche et en charge de sa gouvernance : acteurs environnementaux, scientifiques, et professionnels. Il a pour objet de définir les principes et critères permettant de certifier la gestion durable d'une activité de pêche (capture des poissons, coquillages, crustacés, et céphalopodes sauvages). Les pêcheries souhaitant obtenir la certification MSC doivent ainsi respecter les différents critères (référentiel), axés sur des considérations environnementales (le maintien de la structure et des fonctions des écosystèmes considérés notamment), sociales et économiques (maintien des bénéfices sociaux et économiques) (MSC, 2010).

[15] Site internet de l'USGBC : http://www.usgbc.org/about/history (page consultée le 04/04/2015)

Mesures Agro-Environnementales

Les mesures Agro-Environnementales (MAE) représentent des engagements contractuels souscris volontairement entre des exploitants agricoles et une institution publique dédiée, pour l'adoption ou le maintien de pratiques favorables à l'environnement sur leur terrain. L'objet du contrat, d'une durée de cinq années, vise la compensation financière par des fonds publics des coûts des actions mises en place par les agriculteurs ou des diminutions de revenus qu'elles induisent (Centre d'Etudes et de Prospective, 2012). La programmation 2007-2013 comprenait neuf dispositifs de MAE, visant le maintien de prairies, la rotation des cultures, la réduction des intrants, la transition vers l'agriculture biologique, la préservation des espèces menacées, la préservation des insectes pollinisateurs, ou l'adoption de pratiques spécifiques favorables à la biodiversité ou à la qualité de l'eau sur des écosystèmes identifiés comme prioritaires.

Paiements pour services écosystémiques

Les paiements pour services écosystémiques (ou paiements pour services environnementaux, PSE) représentent « […] une transaction volontaire dans laquelle un service environnemental bien défini (ou un usage des sols à même de sécuriser ce service) […] est « acheté » par un (au minimum) acheteur de service environnemental à […] un (au minimum) fournisseur de service environnemental […] si et seulement si le fournisseur sécurise la provision de ce service »[16] (Wunder, 2005, p.3). Le concept de PSE renvoie donc à un arrangement contractuel, volontaire et conditionnel (Karsenty et al., 2009). Il permet au bénéficiaire de sécuriser les bénéfices qu'il retire d'écosystèmes dont il ne maîtrise pas la gestion, en internalisant ces services dans les choix de décision des gestionnaires par leur rémunération (Bureau, 2010). Les parties en présence dans le cadre d'un PSE peuvent être, selon les cas, des organisations privées ou publiques.

*Program for the Endorsement of Forest Certification schemes*

Le *Program for the Endorsement of Forest Certification schemes* (PEFC) représente une démarche de certification environnementale des exploitations forestières, reposant sur un processus de gouvernance par des parties prenantes essentiellement privées : producteurs, transformateurs et usagers. Pour obtenir la certification de leurs exploitations, les propriétaires

[16] Notre traduction de : *" […] a voluntary transaction where […] a well-defined ES (or a land-use likely to secure that service) […] is being 'bought' by a (minimum one) ES buyer […] from a (minimum one) ES provider […] if and only if the ES provider secures ES provision"*.

doivent s’engager à respecter le cahier des charges (référentiel) en vigueur, incluant des critères environnementaux, sociaux, et économiques (PEFC, 2014).

*Union for Ethical BioTrade*

L’*Union for Ethical BioTrade* (UEBT), organisation à but non lucratif regroupant principalement des entreprises du secteur des cosmétiques et des ingrédients naturels et des associations professionnelles, a été fondée avec l’appui financier de la CNUCED (Conférence des Nations Unies sur le commerce et le développement) et de la Société Financière Internationale pour répondre aux besoins exprimés par les entreprises d'obtenir une forme de reconnaissance lorsqu'elles suivent des modalités d’approvisionnement en produits issus du vivant permettant la conservation de la biodiversité et le partage équitable des avantages qui en sont retirés (Johnson, 2011). Les organisations qui souhaitent adhérer à l’UEBT s’engagent à respecter un cahier des charges spécifique (référentiel relatif à la norme de biocommerce éthique) garantissant l’atteinte de cet objectif (UEBT, 2012).

# 2 Quelle prise en compte des interactions entre organisations et écosystèmes par les approches volontaires ?

Cette section est consacrée à la première étape de notre évaluation de l'efficacité écologique des approches volontaires (AV). Elle consiste à déterminer si les AV, considérées globalement, permettent de prendre en compte l'intégralité des interactions identifiables entre organisations et écosystèmes.

En premier lieu (sous-section 2.1), nous nous employons donc à identifier ces interactions, en nous reposant pour cela sur un cadre théorique associé au concept de service écosystémique (SE). Il permet de discerner deux types d'interrelations : la dépendance des organisations aux écosystèmes via les SE dont elles profitent, et l'influence – positive ou négative – des organisations sur les écosystèmes (via la modification des structures ou processus écosystémiques).

Dans la deuxième sous-section (2.2), nous cherchons à caractériser au travers d'une matrice les situations dans lesquelles se produisent ces interactions, en nous basant sur les interrelations précitées (dépendance / influence) et sur la détention ou non de droits d'usage de la part des organisations.

Enfin, la troisième sous-section se consacre à déterminer si les AV, appréhendées globalement, permettent de prendre en considération l'ensemble des situations d'interaction mises en évidence par la matrice préétablie.

## 2.1 Formalisation des interactions entre organisations et écosystèmes

### 2.1.1 Interfaces entre organisations et environnement considérées via l'inventaire des aspects environnementaux

La démarche la plus courante destinée à identifier les interactions entre une organisation et l'environnement consiste à réaliser l'inventaire des « aspects environnementaux » (AE), sur le périmètre considéré de l'organisation, variant principalement selon leur prise en compte ou non des aspects environnementaux indirects et selon le choix de la dimension de l'organisation (activité globale / processus / site / produit / etc.). Les aspects environnementaux représentent les éléments des activités, produits ou services d'une organisation qui ont ou qui sont susceptibles d'avoir une incidence sur l'environnement (ISO, 2004). Cette démarche d'inventaire, qui n'est généralement pas formalisée dans les processus des AV qui la mobilisent (ISO 14001 et EMAS notamment), consiste la plupart du temps à réaliser un « bilan matière » ou un « éco-bilan », la distinction entre les deux résidant dans

l'inclusion pour le second des aspects indirects (Richard, 2012). Ces bilans correspondent en fait à un recensement des flux entrants et sortants de l'organisation, parfois comptabilisés de manière exhaustive (e.g. dans l'inventaire du cycle de vie), mais plus souvent incomplets : les organisations sélectionnent souvent elles-mêmes les flux à traiter, selon des critères variables (e.g. analyse environnementale préalable aux SME), et parfois même l'analyse ne porte que sur un aspect particulier (e.g. gaz à effets de serre (GES) dans le Bilan Carbone®).

Pour prétendre à une efficacité écologique compatible avec notre cadre de viabilité, nous considérons que ces approches doivent non seulement viser une prise en compte exhaustive des influences exercées sur les écosystèmes, mais également choisir un périmètre d'application pertinent. Ainsi, dans le cas d'une activité de production de biens, il conviendrait soit que l'organisation située à l'extrémité aval de la chaîne logistique comptabilise l'intégralité des aspects environnementaux identifiés sur l'ensemble de cette chaîne (prise en compte des aspects environnementaux directs et indirects), soit que chaque organisation de la chaîne logistique recense ses propres aspects environnementaux directs. La seconde option semble préférable, en termes de responsabilité (en considérant que chaque organisation est seule responsable de ses interactions avec les systèmes vivants), de précision, et d'accès aux données (la comptabilisation des aspects indirects s'avérant généralement approximative).

Par ailleurs, ces inventaires ignorent entièrement la question de la dépendance des organisations aux écosystèmes, par son absence de prise en compte de nombreux SE, en particulier des SE de régulation et des SE culturels, voire de certains SE d'approvisionnement lorsque l'inventaire ne porte pas sur l'intégralité des flux entrants. En ce sens, on peut considérer que ces approchent reposent sur la vision dominante des relations entre organisations et écosystèmes (cf. Chapitre 1, sous-section 3.2.1), où ces derniers ne représentent que des facteurs externes souvent perçus comme contraignants par les organisations.

### 2.1.2 Interfaces entre organisations et écosystèmes considérées via le prisme des services écosystémiques

Différents auteurs se sont intéressés aux relations qu'entretiennent les organisations avec les SE, et proposent des cadres d'analyse de ces interactions. En cherchant dans son étude à identifier tous les espaces d'interactions entre l'entreprise et la biodiversité, dans l'objectif d'en dégager des axes d'actions stratégiques, Houdet (2010) élabore un cadre conceptuel

général des interactions entre une entreprise et les BSE (i.e. la biodiversité et les services écosystémiques) (Figure 11). Ce schéma révèle selon nous deux principales interfaces physiques, la première correspondant à la gestion des dépendances de l'organisation aux SE (interface 1) et la seconde à la gestion des impacts sur les SE retirés par des tiers (interface 3). L'interface 2 (responsabilité de l'organisation à l'égard des BSE) représente en réalité une interface procédurale, liée étroitement aux interfaces physiques 1 et 3, comme le précise d'ailleurs l'auteur : « Interface 2 – Il s'agit pour le dirigeant d'évaluer quelle est la responsabilité de son entreprise en matière de BSE (liens avec les interfaces 1 et 3) » (Houdet, 2010, p.96).

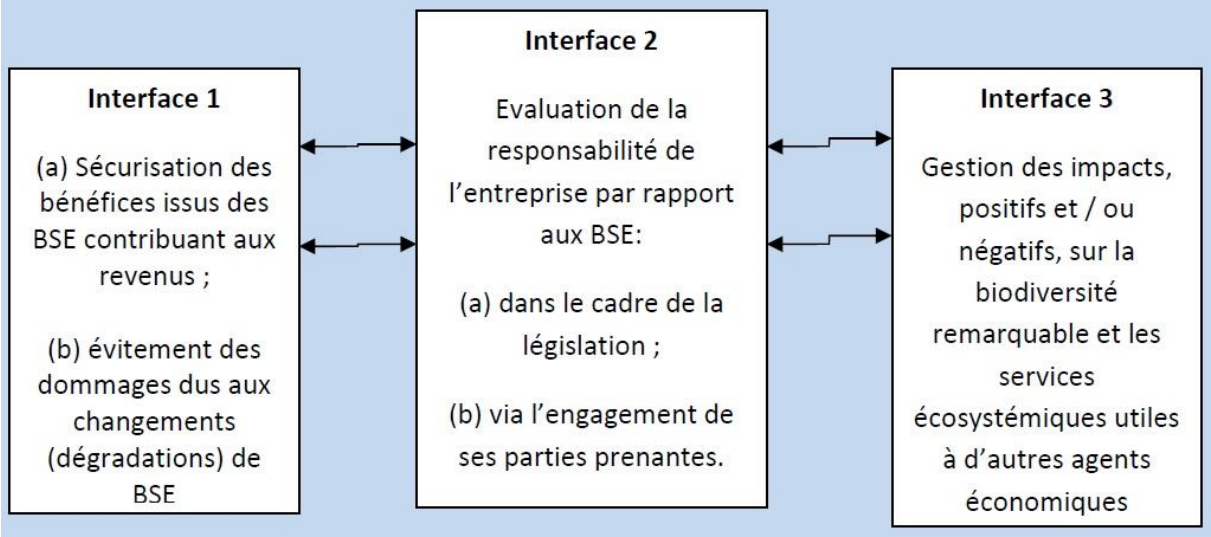



**Figure 11. Cadre général d'interactions entre entreprise et BSE, du point de vue des dirigeants (Houdet, 2010, p.97).**

Ce cadre a été repris de manière implicite par l'auteur pour la conception de sa démarche de *reporting* environnemental « le bilan biodiversité » (Houdet, 2012), à travers laquelle il est proposé aux organisations de quantifier leurs dépendances à l'égard de la biodiversité, correspondant à la quantification de leur dépendance aux SE, et de quantifier leurs impacts sur la biodiversité, correspondant uniquement aux atteintes occasionnées sur les SE.

D'autres auteurs ou institutions s'appuient sur des canevas similaires dans leurs travaux. Hanson et al. (2008), par exemple, s'appuient sur un cadre analytique équivalent pour développer la méthodologie de l'« *Ecosystem Services Review* » (ESR), un outil conçu par le *World Business Council for Sustainable Development* (WBCSD) et le *World Resources Institute* (WRI) pour permettre aux décideurs d'entreprises d'élaborer des stratégies de gestion des risques et opportunités relativement aux écosystèmes. Le cœur de l'évaluation proposée

consiste en effet à « [é]tudier de façon systématique la dépendance et l'impact de l'entreprise vis-à-vis [des] services écosystémiques » (Hanson et al., 2008, p.17). Le « *Guide to Corporate Ecosystem Valuation* » (CEV), également développé par le WBCSD (2011) et proposant des analyses comparables – bien que davantage portées vers l'évaluation économique – se repose sur la même représentation conceptuelle.

Cette conception des interactions entre organisations et écosystèmes, si elle présente l'intérêt d'en proposer une vision plus contrastée (par rapport aux analyses des aspects environnementaux), dépassant les perceptions où l'environnement représente uniquement un élément externe potentiellement coûteux, et considérant au contraire les écosystèmes comme participant à la création de valeur (donc à leur viabilité économique), n'est toutefois pas exempte de critiques. Inspiré par les perceptions émergeantes des relations entre organisations et écosystèmes, où ces systèmes sont interdépendants, ce cadre pêche principalement par la place trop importante qu'y occupe le concept de SE, éclipsant les éléments fondamentaux que sont les écosystèmes et leurs composantes. Plusieurs auteurs mettent en garde par rapport aux dangers du basculement sémantique de la biodiversité vers les SE, et plus généralement par rapport aux dérives écologiquement néfastes auxquelles l'insertion de l'idée de SE dans les conceptions humain-nature pourrait conduire (Maris, 2014). Le cadre conceptuel dont il est question ici illustre bien ces changements terminologiques. Les « impacts environnementaux » y sont en effet remplacés par les « impacts sur les services écosystémiques ». Ce basculement s'avère lourd de sens, et de conséquences du point de vue écologique. Ne considérer que les incidences occasionnées sur les SE revient à ignorer toutes celles qui n'ont pas de répercussions sur l'activité d'autres agents, ou dont les dommages n'ont pas été identifiés (en raison, par exemple, de relations trop diffuses et indirectes pour être mises en évidence formellement). Déconsidérer, ou sous-estimer cette part des conséquences écologiques des activités humaines s'avère particulièrement risqué pour les écosystèmes, les espèces qu'ils abritent (dont l'espèce humaine), et leur viabilité. Hanson et al. (2008) éclairent d'ailleurs à juste titre les utilisateurs potentiels de l'ESR sur les limites du cadre conceptuel sur lequel ils prennent appui : « [l'évaluation ESR] n'identifie pas ni n'aborde l'ensemble des enjeux environnementaux. À titre d'exemple, elle ne propose pas d'inventaire exhaustif ni de quantification de l'empreinte écologique globale de l'entreprise, de ses émissions de GES, de ses rejets d'effluents ou déchets toxiques. […] L'ESR aborde un sous-ensemble d'enjeux environnementaux, notamment ceux qui découlent de la dépendance et de l'impact de l'entreprise vis-à-vis de services écosystémiques » (Hanson et al., 2008, p.40). Le danger, selon nous, ne réside ni dans le concept de SE, ni dans l'utilisation concrète

et avertie de ces outils, dont les auteurs reconnaissent les limites conceptuelles et qui peuvent s'avérer complémentaires à d'autres instruments de gestion. Il convient toutefois pour cela que le concept de SE et les outils précités soient mobilisés avec précaution, exclusivement dans l'optique dans laquelle ils ont été développés : pour le premier, comme un concept réconciliant écologie et économie, permettant de faire prendre conscience aux individus – et en particulier aux décideurs – de l'impérieuse nécessité de préserver le fonctionnement des écosystèmes, et pour les autres, comme des outils d'identification de la dépendance et des influences des organisations par rapport aux SE. Le risque provient davantage, selon nous, d'une diffusion non maîtrisée au sein des organisations du cadre conceptuel limitatif véhiculé par ces outils, qui peut induire, à terme, une perception de leurs incidences environnementales à travers uniquement le prisme des conséquences anthropiques directes qu'elles génèrent.

Si la prise en compte des influences des organisations sur les écosystèmes ne peut se limiter à celles qui ont été reconnues comme ayant des répercussions sur l'activité ou le bien-être d'autres agents, c'est avant tout parce que fondamentalement ces liens de causalité ne sont pas directs. Les incidences anthropiques dont il est question ne représentent en effet pas à proprement parler l'interface entre les organisations et les systèmes vivants, mais ne constituent qu'une conséquence de celles qui ont été occasionnées sur les structures et / ou les processus écosystémiques.

### 2.1.3 Interfaces entre organisations et écosystèmes selon le cadre conceptuel de la CICES

Le cadre d'analyse sur lequel nous choisissons de nous reposer pour représenter et analyser les interfaces entre organisations et écosystèmes est inspiré de la représentation conceptuelle de la « cascade des services écosystèmes » (cf. Chapitre 1, sous-section 1.1.3.4, Figure 2). Le schéma proposé par Haines-Young et Potschin (2013) fait apparaître une première interface, liée aux dépendances écosystémiques de l'organisation (l'organisation étant assimilable au « système économique et social », *the social and economic system*), en apportant des précisions théoriques importantes quant à son agencement par rapport à l'organisation. Selon les auteurs, elle se trouve en effet localisée en aval des SE (*final services*), et en amont de leur transformation en avantages pour l'organisation (*benefit*). C'est précisément la transformation anthropique par les organisations des services finaux (encore liés physiquement aux structures écosystémiques et inutilisés par l'organisation) en bénéfices retirés, c'est-à-dire déconnectés des écosystèmes dont ils sont issus (cf. Chapitre 1, sous-section 1.1.3.4), qui constitue

l'interface en question. Elle est d'ailleurs, en ce sens, qualifiée par les auteurs de « frontière de la production », en référence à l'activité productive des organisations (*production boundary*).

La seconde interface identifiable sur la figure, correspondant aux influences de l'organisation sur l'environnement, se matérialise par ce que les auteurs qualifient de « pressions » (*Σ pressures*), et qui apparaissent comme exercées directement par les organisations (*the social and economic system*) sur les structures ou processus biophysiques.

Ce cadre correspond bien à la vision des relations organisations-écosystèmes qui émerge de nos travaux préliminaires, tant du point de vue de la nature de ces interactions (dépendance / influence) que de celui de la localisation conceptuelle précise des interfaces entre les deux systèmes. Nous en proposons ici une version adaptée à nos recherches (cf. Figure 12), c'est-à-dire dédiée principalement à la mise en évidence et à l'explicitation de ces interfaces, et représentée dans un contexte holistique correspondant davantage aux principes du développement viable et de la soutenabilité forte dont se revendiquent nos travaux.

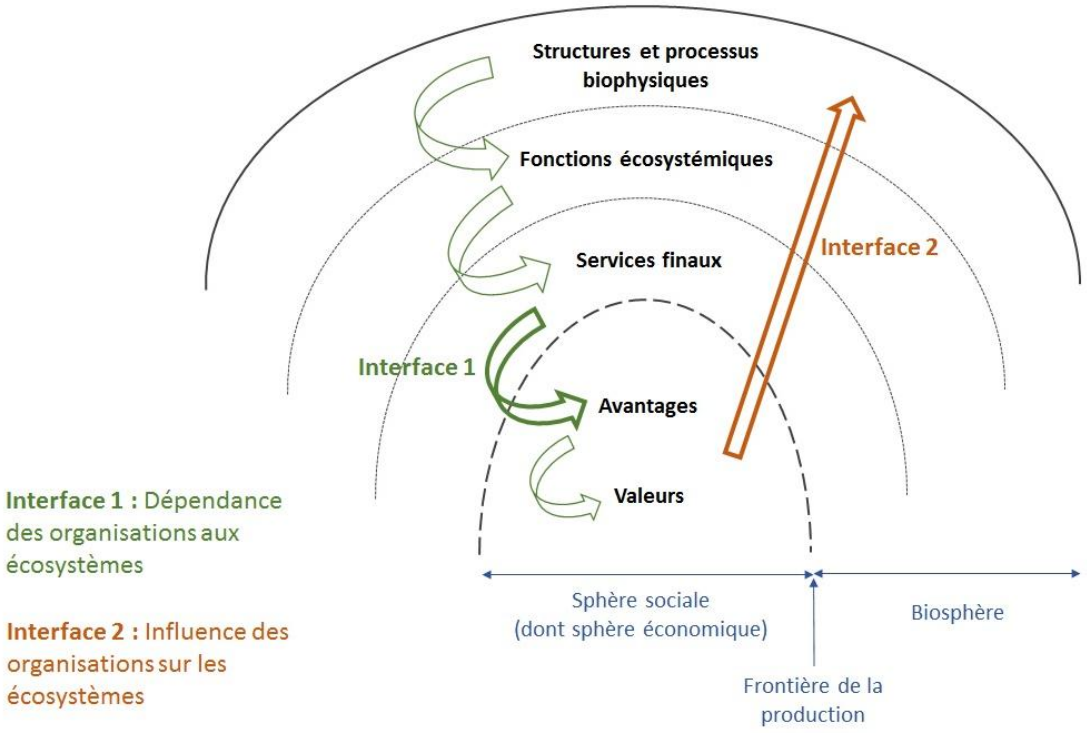



**Figure 12. Schématisation des interfaces entre organisations et écosystèmes : dépendances et influences (adaptée de Haines-Young et Potschin, 2013, p.14).**

Nous considérons ainsi, pour la suite de nos travaux, que les interfaces entre l'organisation et les écosystèmes se situent : 1) au niveau de l'appropriation des SE par l'organisation et de leur conversion en bénéfices, contribuant notamment à la création de valeur économique au sein de l'organisation (cf. Interface 1 sur la Figure 12) ; et 2) au niveau des influences physiques (positives ou négatives) exercées par l'organisation sur les structures écosystémiques (cf. Interface 2 sur la Figure 12). Rappelons ici, pour conclure, que ces deux dimensions sont étroitement corrélées : certaines modalités de retrait des SE peuvent par exemple exercer une pression défavorable sur les écosystèmes, (influence négative, par exemple via des pratiques agricoles intensives), à l'inverse, l'adoption de techniques de gestion environnementale favorables à la biodiversité (influence positive) sont de nature à améliorer la quantité et / ou la qualité des SE retirés par les différents agents.

## 2.2 Différenciation des situations dans lesquelles se produisent les interactions entre organisations et écosystèmes

### 2.2.1 Critères de différenciation des situations d'interaction entre organisations et écosystèmes

Les interactions entre organisations et écosystèmes peuvent se produire dans des situations variées, auxquelles se rattachent des enjeux spécifiques en termes de stratégie pour les organisations. Si ces situations peuvent être caractérisées selon des critères variés, par exemple d'ordre écologiques (nature et sensibilité des écosystèmes, nature, quantité, qualité des SE, etc.) ou socio-économiques (nombre et type d'agents impliqués, capacités financières des agents, degré de dépendance aux SE, etc.), nous proposons de les différencier selon deux caractéristiques jugées primordiales du point de vue des objectifs stratégiques des organisations : d'une part, la nature des interactions qui s'y produisent – influence ou dépendance –, et de l'autre, la détention ou non de droits d'usage associés aux écosystèmes en jeu, et donc la maîtrise ou non de leurs modalités de gestion.

Les objectifs stratégiques, dans les situations d'interaction organisation-écosystème, se définissent en premier lieu par la nature de l'interaction, autrement dit son « sens » par rapport à l'activité productive de l'organisation : flux entrant, traduisant une dépendance aux SE, ou flux sortant, indiquant une influence sur les structures écologiques. Des circonstances de dépendance par rapport à un SE induisent en effet souvent des enjeux stratégiques distincts de ceux liés aux contextes d'influences sur les écosystèmes. De manière schématique et dans une logique utilitariste, une situation de dépendance écologique sera de nature à soulever des

objectifs de sécurisation des avantages qui en sont retirés, alors qu'un contexte d'influence écosystémique négative pourra faire émerger des objectifs d'atténuation ou de minimisation des coûts. Ces situations peuvent toutefois être corrélées, notamment lorsque les influences écosystémiques de l'organisation ont des répercussions directes sur un ou plusieurs des SE dont elle dépend. Dans ces circonstances, les enjeux d'atténuation des pressions, voire de gestion environnementale vertueuse, se superposent alors à ceux de sécurisation des bénéfices écosystémiques.

Nous proposons, en complément, de différencier les situations dans lesquelles se produisent les interactions écologiques des organisations en fonction du pouvoir de décision de l'organisation sur la gestion de l'écosystème concerné. En effet, les enjeux stratégiques des organisations diffèrent fortement selon qu'elles détiennent ou non ce droit d'usage (direct ou indirect via la contractualisation). On peut l'illustrer, par exemple, en se référant à une situation de dépendance à l'égard d'un SE : dans le cas où l'organisation peut contrôler la gestion de l'écosystème qui en est à l'origine, il s'agira pour elle, dans une optique utilitariste, d'y mettre en œuvre des pratiques favorables à la pérennisation du SE (ou d'obtenir leur mise en œuvre). Lorsque l'organisation n'a, en revanche, aucun pouvoir de décision sur la gestion de l'écosystème (ou un pouvoir trop faible ou diffus), son premier objectif sera justement d'en acquérir la maîtrise, par des mécanismes contractuels par exemple.

### 2.2.2 Matrice des situations d'interaction entre organisations et écosystèmes

Nous avons considéré que deux principaux facteurs influencent les objectifs stratégiques des organisations dans la gestion de leurs interactions avec les écosystèmes :

- la nature de ces interactions : dépendance à l'égard des SE / influence sur les structures écosystémiques ;
- la capacité de l'organisation à contrôler (directement ou indirectement) les modes de gestion des écosystèmes : pouvoir de décision sur la gestion de l'écosystème / aucun pouvoir de décision ou pouvoir limité.

Le croisement de ces deux facteurs nous permet de constituer une matrice différenciant les contextes socio-écologiques dans lesquels les organisations et les écosystèmes interagissent, et de caractériser les objectifs stratégiques particuliers (du point de vue des organisations) qui s'y rattachent (cf. Tableau 8).

La définition de ces objectifs – c'est-à-dire les défis auxquelles les organisations sont confrontées – repose sur les considérations exclusivement utilitaristes qui ont tendance à

animer les comportements des organisations, et en particulier des entreprises (Capron, 2003). Ces considérations utilitaristes interviennent explicitement dans les situations de dépendance aux écosystèmes, qui mettent en jeu des éléments participant aux capacités productives de l'organisation. Dans ces contextes, la définition des objectifs relève principalement du maintien dans le temps des SE dans des conditions optimales de qualité et de quantité, via une gestion adaptée des écosystèmes. En revanche, les cas dans lesquels l'organisation influence des écosystèmes dont elle ne tire aucun avantage manifeste ne semblent pas impliquer d'autre intérêt utilitariste que celui de gérer au moindre coût ces incidences. Le fonctionnement générique des AV – selon lequel ces instruments procurent divers bénéfices à l'organisation qui les met en place par l'intermédiaire des parties prenantes (cf. sous-section 1.3) – nous pousse toutefois à nuancer cette considération. Il révèle, dans ces situations d'influence écologique, un intérêt utilitariste indirect à la gestion de ces influences : celui de percevoir en retour les divers avantages que peuvent lui accorder certaines parties prenantes (bénéfices monétaires directs (e.g. rémunérations), indirects (e.g. gains de parts de marchés), évitement de désavantages (boycotts, scandales médiatiques, etc.)). Accéder à ces avantages exige avant tout, de la part de l'organisation, l'identification de ces parties prenantes. Dans son acception commune, la plus extensive, une partie prenante représente un « individu ou groupe d'individu qui peut influencer ou être influencé par la réalisation des objectifs de l'organisation » (Freeman, 1984). Cette considérable variété d'agents n'étant pas constituée exclusivement d'agents en capacité de lui procurer des bénéfices ou de lui nuire, il importe pour l'organisation de les catégoriser. Les travaux portant sur l'analyse critique de la théorie des parties prenantes, sur laquelle est basée le courant de la responsabilité sociale des entreprises (RSE) et dans laquelle s'inscrivent la plupart des AV (Brodhag et al, 2004 ; Semal, 2006a et 2006b), nous apporte ici un éclairage intéressant sur ces questions de légitimation des parties prenantes. Si l'ensemble des représentations de la RSE partent du principe qu'il est possible et souhaitable d'obtenir une convergence entre les objectifs des organisations et les revendications des parties prenantes, le caractère non légitime d'une partie des revendications des parties prenantes est mentionné depuis les fondements de la théorie des parties prenantes, en particulier par Friedman (1970, cité dans Gond et Mercier, 2004). L'existence de potentiels antagonismes entre les organisations et leurs parties prenantes limite quelque peu la portée de ces approches et induit un nécessaire choix, c'est-à-dire l'établissement d'une hiérarchie des parties prenantes de la part de l'organisation (Capron, 2008). Ainsi, la théorie des parties prenantes conduit à une conception limitante de la RSE – la responsabilité de l'organisation envers la société dans son ensemble – en la réduisant à la seule responsabilité envers les

acteurs considérés comme « partie prenante », et donc à l'exclusion d'une partie d'entre eux (*Ibid*.). En effet, « la reconnaissance du statut de SH [*stakeholder*, partie prenante] à une entité s'appuie largement sur un processus d'analyse du caractère légitime de cette entité » (Gond et Mercier, p.3), conduisant à ignorer les parties prenantes les plus faibles (non organisées, peu audibles, etc.), muettes (espèces animales et végétales), ou absentes (générations futures, victimes potentielles, etc.) (Capron, 2008).

Ces développements nous conduisent à introduire un nouvel élément de distinction des objectifs stratégiques des organisations eu égard à leurs interactions écosystémiques, que nous appréhendons comme un troisième critère dans la définition des situations d'interaction : l'existence ou non de parties prenantes jugées légitimes associées aux écosystèmes sur lesquels l'organisation exerce une influence. Ainsi, dans les situations d'influence sur des écosystèmes dont l'organisation ne tire pas d'avantage, ses objectifs de gestion environnementale se définissent principalement selon l'existence ou non de parties prenantes associées, ainsi que selon la perception de leur légitimité : lorsque ces dernières se manifestent et sont dotées d'un pouvoir d'influence sur l'organisation, l'objectif de l'organisation, dans une perspective utilitariste, sera d'accéder aux avantages qu'elles sont susceptibles de lui accorder. L'organisation aura alors tendance à moduler ses influences écosystémiques selon leurs revendications : réduction des pressions environnementales (dans le but par exemple d'éviter des scandales ou d'améliorer son image) ou sécurisation de SE (dans le but de percevoir en retour une rémunération). Lorsqu'au contraire les parties prenantes ne se manifestent pas (car diffuses ou non averties), ou lorsqu'elles sont considérées comme non légitimes par l'organisation (car trop faibles ou trop isolées), le principal objectif pour l'organisation sera d'adopter les modes gestion de ses influences les moins coûteux (pouvant consister dans certains cas à ne pas les gérer).

<table>
<tr><td></td><td colspan="2">Dépendance aux écosystèmes</td><td colspan="2">Influence directe (positive ou négative) sur les structures écosystémiques</td></tr>
<tr><td rowspan="2">Pouvoir de décision sur la gestion de l’écosystème (gestion en propre / contractualisation)</td><td rowspan="2">SE retiré d’un écosystème sur lequel l’organisation peut exercer une influence indirecte.<br>Ex. : Industrie s’approvisionnant en bois.<br>Obj. : Sécuriser des modes de gestion garants de la pérennisation des SE et des avantages qui en sont retirés.</td><td rowspan="2">SE retiré d’un écosystème sur lequel l’organisation exerce une influence directe.<br>Ex. : Exploitation agricole.<br>Obj. : Mettre en œuvre des modes de gestion favorables à la pérennisation des SE et des avantages qui en sont retirés.</td><td colspan="2">Influence directe sur un écosystème géré par l’organisation, duquel elle ne retire pas d’avantage.<br>Ex. : Entreprise de travaux publics.</td></tr>
<tr><td>Obj. : Réduire les pressions défavorables (ou mettre en œuvre une gestion favorable) aux SE retirés par les organisations « légitimes ».</td><td>Obj. : Ne pas réduire les pressions sur les écosystèmes pour lesquels aucune revendication « légitime » n’est exprimée.</td></tr>
<tr><td rowspan="2">Pas de pouvoir de décision (ou pouvoir « dilué ») sur la gestion de l’écosystème (gestion par un tiers / bien public)</td><td rowspan="2">SE retiré(s) d’un écosystème sur lequel l’organisation n’a pas de maîtrise.<br>Ex. : Collectivité territoriale s’approvisionnant en eau.<br>Obj. : Acquérir la maîtrise de la gestion de l’écosystème, de manière à assurer des modes de gestion favorables à la pérennisation des SE.</td><td rowspan="2">SE retiré(s) d’un bien public écosystémique sur lequel l’organisation exerce une influence directe.<br>Ex. : Exploitation d’un stock de poisson par un bâtiment de pêche.<br>Obj. : Négocier la mise en œuvre partagée de modalités de gestion favorables à la pérennisation des SE.</td><td colspan="2">Influence directe sur un bien public écosystémique duquel l’organisation ne retire pas d’avantage.<br>Ex. : Industrie rejetant des polluants dans un cours d’eau.</td></tr>
<tr><td>Obj. : Réduire les pressions défavorables (ou mettre en œuvre une gestion favorable) aux SE retirés par les organisations « légitimes ».</td><td>Obj. : Ne pas réduire les pressions sur les écosystèmes pour lesquels aucune revendication « légitime » n’est exprimée.</td></tr>
</table>

**Tableau 8. Matrice des situations d’interaction entre organisations et écosystèmes, et objectifs stratégiques associés.**

## 2.3 Prise en compte des situations d'interaction entre organisations et écosystèmes par les approches volontaires

La mise en place des AV de gestion environnementale par les organisations est vouée atteindre des objectifs spécifiques. La constitution de la matrice représentée par le Tableau 8 et l'identification des principales finalités poursuivies par ces AV (sélectionnées en sous-section 1.5, cf. Tableau 7) nous permet de faire correspondre à chaque situation d'interaction organisation-écosystèmes des AV spécifiques, proposant d'atteindre les objectifs distincts qui s'y rattachent. Ce recoupement est présenté dans le Tableau 9 (les « référentiels » mentionnés correspondent à l'ensemble des AV dont le fonctionnement est alimenté par l'existence d'un référentiel de gestion, cf. section 1.5, Tableau 7).

<table>
<tr><th></th><th colspan="2">Service retiré des écosystèmes</th><th colspan="2">Influence directe (positive ou négative) sur les structures écosystémiques</th></tr>
<tr><td rowspan="2">Pouvoir de décision sur la gestion de l'écosystème (gestion en propre / contractualisation)</td><td rowspan="2">SE retiré(s) d'un écosystème sur lequel l'organisation peut exercer une influence indirecte. AV : Respect de référentiels (par les fournisseurs).</td><td rowspan="2">SE retiré(s) d'un écosystème sur lequel l'organisation exerce une influence directe. AV : Respect de référentiels.</td><td colspan="2">Influence directe sur un écosystème géré par l'organisation duquel elle ne retire pas d'avantage.</td></tr>
<tr><td>Ecosystèmes dont les parties prenantes « légitimes » retirent des SE. AV : Respect de référentiels, SME, PSE.</td><td>Ecosystèmes pour lesquels aucune revendication « légitime » n'est exprimée.</td></tr>
<tr><td rowspan="2">Pas de pouvoir de décision (ou pouvoir « dilué ») sur la gestion de l'écosystème (gestion par un tiers / bien public)</td><td rowspan="2">SE retiré(s) d'un écosystème sur lequel l'organisation n'a pas de maîtrise. AV : PSE.</td><td rowspan="2">SE retiré(s) d'un bien public écosystémique sur lequel l'organisation exerce une influence directe. AV : Respect de référentiels.</td><td colspan="2">Influence directe sur un bien public écosystémique duquel l'organisation ne retire pas d'avantage.</td></tr>
<tr><td>Ecosystèmes dont les parties prenantes « légitimes » retirent des SE. AV : SME, Respect de référentiels.</td><td>Ecosystèmes pour lesquels aucune revendication « légitime » n'est exprimée.</td></tr>
</table>

**Tableau 9. Répartition des approches volontaires de gestion environnementale selon les situations d'interaction entre organisations et écosystèmes qu'elles se proposent de gérer.**

L'absence d'AV mobilisables dans les cas d'influences exercées sur des écosystèmes dont l'organisation ne retire pas d'avantage et dont aucune partie prenante jugée légitime ne

bénéficie, appelle une précision et nous permet de tirer un enseignement. Nous avons convenu que dans ce type de situations, les comportements utilitaristes des organisations les conduisent à adopter les pratiques les moins coûteuses, donc à ne pas réduire les pressions en cas d'influences négatives (et en l'absence de régulation d'ordre législatif). Dans ce contexte il n'est pas surprenant qu'aucune AV de gestion des écosystèmes n'apparaisse dans le tableau en question. Ce résultat, alimenté en premier lieu par l'analyse de la théorie des parties prenantes, est également corroboré par l'étude empirique de Semal (2006a) portant sur une AV en particulier. Bien que difficilement généralisable, elle apporte un éclairage édifiant sur ce type de situation. L'étude en question est d'autant plus intéressante qu'elle se focalise sur une AV de gestion des impacts environnementaux que nous avons sélectionné dans notre recherche : la norme de SME ISO 14001. Considérée comme « l'approche la plus courante du développement durable dans les milieux d'affaire » (Persais, 2004, cité dans Semal, 2006b, p.2), cette AV s'appuie sur la théorie des parties prenantes et cherche à en opérationnaliser certains principes (Gendron et al., 2003, cité dans Semal, 2006a), via son approche intégrée de leurs attentes. Les recherches de l'auteure montrent que la mise en œuvre de cet instrument dans les entreprises étudiées conduit à un classement des parties prenantes et à une séparation entre parties prenantes légitimes et non légitimes. Les acteurs reconnus et dont les intérêts sont intégrés dans le dispositif sont ceux qui détiennent un caractère institutionnel marqué, en d'autres termes les organisations à proprement parler. A l'inverse, les revendications des parties prenantes les plus faibles, notamment les consommateurs et les riverains, isolés, et qui n'ont qu'un pouvoir diffus, en sont exclues.

La constitution de la matrice représentant les contextes dans lesquels les écosystèmes et organisations interagissent, la mise en évidence des enjeux stratégiques qu'ils soulèvent pour les organisations, et la correspondance avec les AV qui proposent de les traiter montrent que certaines situations d'interactions ne sont pas prises en compte par ces instruments. Il s'agit précisément des situations dans lesquelles les organisations exercent des influences sur des écosystèmes pour lesquels aucune revendication jugée légitime (c'est-à-dire émanant d'une partie prenante dotée d'un pouvoir d'influence sur l'organisation) n'est exprimée. Ceci constitue un premier résultat de notre analyse de l'efficacité environnementale des AV. La suite de notre étude nous conduit à nous interroger sur la capacité des AV, dans les situations d'interaction qu'elles permettent de gérer, à répondre aux contraintes écologiques et économiques de notre cadre de viabilité.

# 3 Quelle efficacité de la gestion environnementale proposée par les approches volontaires ?

Dans la troisième section de ce chapitre nous poursuivons l'évaluation de l'efficacité écologique des approches volontaires (AV), du point de vue de notre cadre de viabilité (cf. Chapitre 1. section 4.). Les résultats de la section précédente suggèrent que les AV ne permettent pas de prendre en considération l'intégralité des interactions identifiables entre organisations et écosystèmes. La question est maintenant de savoir si, pour les interactions qu'ils se proposent de gérer, ces instruments permettent de respecter nos contraintes de viabilité écologique, c'est-à-dire s'ils sont susceptibles de garantir un état socialement souhaitable et résilient des systèmes socio-écologiques (SSE).

Pour répondre à cette interrogation, après avoir sélectionné les AV de gestion environnementale appropriées et exposé notre méthodologie (sous-section 3.1), nous considérons individuellement les quatre AV retenues (norme ISO 14001, paiements pour services écosystémiques (PSE), certification FSC, certification Agriculture Biologique (AB)) pour déterminer, via une étude de la littérature, si elles permettent de satisfaire nos contraintes de résilience écologique (respectivement sous-sections 3.2, 3.3, 3.4, 3.5).

## 3.1 Choix méthodologiques

### 3.1.1 Sélection des approches volontaires de gestion environnementale

Mener à bien une analyse approfondie des AV nous a demandé de choisir entre deux approches méthodologiques : la poursuite d'une étude globale de ces instruments, en prenant le risque d'établir des généralisations contestables, ou celle qui consiste à réaliser une sélection des approches d'intérêt et à les étudier distinctement. Sur cette question, la préconisation récurrente dans la littérature spécialisée est de traiter les AV au cas par cas, méthode justifiée par l'importante variabilité des approches existantes qui rend les extrapolations trop hasardeuses (Mzoughi, 2005). Afin de tester l'hypothèse émise dans ce chapitre, nous choisissons donc de nous concentrer uniquement sur une sélection restreinte d'approches, établie selon deux critères adaptés à l'objet de notre étude : les AV à considérer doivent (1) proposer une gestion effective des écosystèmes, c'est-à-dire proposer d'influer sur les structures écosystémiques, de réguler les interactions entre organisations et écosystèmes (et donc potentiellement de les inscrire dans notre cadre de viabilité) et (2) être largement déployées (du point de vue spatial et / ou du nombre d'organisations concernées), ceci à la

fois pour des raisons d'efficacité environnementale (un aspect important de cette efficacité étant le déploiement de l'instrument à grande échelle), et dans le but de pouvoir mener nos analyses en nous appuyant sur un volume de publications intéressant (notre hypothèse étant que la popularité d'un instrument est positivement corrélée au nombre d'études qui lui sont consacrées).

Le premier critère de sélection nous conduit à écarter les AV qui n'établissent pas de lien formel (ou qui établissent des liens trop diffus) avec les structures et processus écosystémiques, et qui ne proposent donc pas une gestion effective des écosystèmes : les programmes de certification de bâtiments (HQE, LEED), et l'Ecolabel européen. A travers l'application du second critère restrictif, nous excluons également les labels UEBT et MSC, dont l'emploi est jugé trop restreint et sur lesquels les publications s'avèrent trop peu nombreuses.

Par ailleurs, nous choisissons également d'écarter les mesures agro-environnementales (MAE) dans la mesure où, d'une part, ils sont considérés par certains auteurs comme des mécanismes de paiements pour services écosystémiques (PSE) à part entière (Laurans et al., 2011), et où, d'autre part, leur caractère volontaire est remis en question par d'autres auteurs qui les relient davantage aux instruments économiques de type subventions environnementales (Karsenty et al., 2009).

Enfin, parmi les AV qui résultent de ce tri, certaines poursuivent des objectifs communs en mobilisant des mécanismes similaires, et apparaissent donc comme redondantes : c'est le cas des systèmes de management environnemental ISO 14001 et EMAS, et des certifications de gestion forestière responsable FSC et PEFC. Lorsque d'importants écarts entre elles, en termes de déploiement, sont constatés, nous choisissons de sélectionner la plus diffusée des deux, et lorsque le nombre d'organisations qui les emploient est comparable, nous optons pour celle considérée dans la littérature comme la plus écologiquement efficace. Ainsi, la norme ISO 14001 étant beaucoup plus répandue parmi les organisations que le règlement EMAS (Riedinger et Thévenot, 2008), nous retenons la première pour notre analyse. L'étendue des certifications FSC et PEFC est en revanche comparable (UNECE et FAO, 2013), nous nous focalisons donc sur le standard FSC, réputé plus efficace (Pattberg, 2005 ; Schepers, 2010 ; Clark et Kosar, 2011).

A l'issue de ce criblage, nous disposons d'une sélection de quatre AV de gestion environnementale appropriée à notre problématique. C'est à partir de ce florilège que nous mènerons, dans les sections et sous-sections qui suivent, notre étude de l'efficacité environnementale et économique des AV.

### 3.1.2 Etude de l'efficacité de la gestion environnementale

Dans la publication de l'OCDE (2003) traitant de l'efficacité des AV, les auteurs exposent une démarche destinée à mesurer la performance écologique des instruments d'intervention que nous jugeons adaptée à nos objectifs, et dont nous nous inspirons pour construire notre analyse et décliner nos résultats. Leur démarche se divise en trois étapes :

1- Le niveau fixé pour les objectifs environnementaux est-il judicieux ?

2- Les objectifs environnementaux existants ont-ils été atteints ?

3- Dans quelle mesure les résultats obtenus sont-ils dus à l'instrument en question ? Que se serait-il passé dans un scénario « au fil de l'eau » ?

La première question, qui représente selon nous l'étape fondamentale du processus, est cependant très brièvement traitée dans l'étude, car jugée, de manière surprenante, « sorti[r] du cadre du présent rapport » (OCDE, 2003, p.46). Les auteurs se contentent de mentionner la difficulté, dans de nombreuses situations, de déterminer l'optimum de dégradation environnementale, soit en raison de l'absence d'informations fiables, soit du fait de la nature transfrontalière des enjeux environnementaux, qui engendrent la mise en œuvre des processus de négociation entre parties prenantes ou entre nations, respectivement, pour y remédier. Pour les auteurs – comme pour la grande majorité des économistes environnementaux – l'objectif « idéal » apparaît donc implicitement ici à travers l'atteinte de cet optimum, dont nous avons vu qu'il est susceptible d'engendrer des conséquences délétères pour les écosystèmes et la biosphère (cf. Chapitre 1, sous-section 4.3.2), et les autres modalités de définition des objectifs environnementaux, fruits de négociations, sont sous-entendues être d'une moindre efficacité. En désaccord de ces considérations, que nous remettons en question autant sur le fond (optimum de pollution considéré comme modèle d'efficacité environnementale) que sur la forme (pas de réelle évaluation de la pertinence des objectifs poursuivis par les AV), cette étape est pour nous l'occasion de confronter les objectifs environnementaux poursuivis par chaque AV (ou les méthodes permettant de les déterminer), aux contraintes écologiques de viabilité que nous avons mises en évidence dans notre premier chapitre (Chapitre 1, section 3.1), à savoir le maintien des écosystèmes dans un état souhaitable et résilient.

Nous nous intéressons également aux étapes qui suivent, en particulier à la deuxième – la troisième y étant parfois intégrée – sur lesquelles l'étude de l'OCDE porte principalement, afin de questionner la capacité des AV à atteindre leurs propres objectifs, en nous référant pour cela à la littérature existante.

## 3.2 Efficacité environnementale de la norme ISO 14001

Nous avons établi (cf. sous-section 1.5) que la norme de SME ISO 14001 constitue un outil volontaire proposant aux organisations qui le mettent en œuvre d'améliorer la maîtrise de leurs impacts environnementaux (ISO, 2009), autrement dit, de réduire leurs influences négatives sur les écosystèmes. Elle représente une des AV les plus employées par les entreprises, notamment industrielles, et la formalisation de SME la plus populaire, avec plus de 300000 établissements certifiés dans le monde en 2013, dont plus de 100000 en Europe et 50000 en Asie de l'Est (ISO, 2013). A titre d'exemple, on comptait au Japon plus de 20000 organisations certifiées en 2012 (Inoue et al., 2013), et sur la seule année 2006, la Chine enregistrait près de 19000 nouveaux certificats (Zhang et al., 2014).

Le succès de l'ISO 14001 repose principalement sur sa flexibilité de mise en place, et sur l'importante latitude laissée aux organisations dans le choix des modalités d'amélioration de leur performance (Testa et al., 2014). En effet, la norme n'impose pas d'obligation de résultat, elle ne stipule aucun objectif de performance prédéfini, mais garantit la mise en place de pratiques destinées à améliorer la performance environnementale de l'organisation par rapport à ses propres objectifs (Melnyk et al., 2003 ; Mzoughi et Grolleau 2005). Ce mode d'action est directement inspiré du principe d'amélioration continue, utilisé à l'origine principalement pour la gestion de la qualité, et schématisé par la « roue de Deming » : *Plan* (identification et planification des objectifs), *Do* (mise en œuvre des actions destinées à les atteindre), *Check* (vérification), *Act* (revue de direction conduisant éventuellement à une révision des objectifs et des actions) (Riedinger et Thévenot, 2008).

Du fait de la grande popularité de l'outil, la sphère académique s'est intéressée aux SME et en particulier à l'ISO 14001 depuis le début des années 2000, avec de nombreux articles consacrés à l'évaluation de ses performances environnementales (mais également économiques, cf. sous-section 4.2), et des résultats souvent contrastés.

### 3.2.1 Le niveau fixé pour les objectifs environnementaux de la norme ISO 14001 est-il judicieux ?

La première étape de notre analyse consiste à évaluer les objectifs écologiques poursuivis par l'ISO 14001. En raison de l'absence constatée d'objectifs précis, l'AV privilégiant une approche méthodologique, nous nous intéressons donc ici à la manière dont la norme propose aux organisations d'établir leurs propres finalités environnementales, et à la capacité de cette démarche à définir des objectifs compatibles avec nos contraintes écologiques. En effet,

l'absence de cibles quantitatives de performance ne traduit pas nécessairement, en soi, un manque de rigueur du point de vue environnemental, car les incidences des organisations, selon leur activité, leur secteur économique, la configuration de leurs installations, sont souvent spécifiques, tout comme le sont les structures écologiques qu'elles sont susceptibles de modifier (composition, état, vulnérabilité, etc.). Une approche qui serait destinée à établir des objectifs adaptés à ces spécificités pourrait donc s'avérer particulièrement pertinente.

L'ISO stipule, dans les « Spécifications et lignes directrices » du SME (ISO, 2004), que « l'organisme doit établir, mettre en œuvre et tenir à jour une (des) procédure(s) pour :

a) identifier les aspects environnementaux de ses activités, produits et services, qu'il a les moyens de maîtriser, et ceux sur lesquels il a les moyens d'avoir une influence […], et

b) déterminer ceux de ces aspects qui ont ou qui peuvent avoir un (des) impact(s) significatif(s) sur l'environnement (c'est-à-dire aspects environnementaux significatifs).

L'organisme doit s'assurer que les aspects environnementaux significatifs sont pris en compte dans l'établissement, la mise en œuvre et la tenue à jour de son système de management environnemental » (p.8). L'ISO distingue ainsi les aspects environnementaux (AE), qui représentent des « élément[s] des activités, produits ou services d'un organisme susceptible[s] d'interactions avec l'environnement » des impacts à proprement parler qui constituent des « modification[s] de l'environnement, négative[s] ou bénéfique[s], résultant totalement ou partiellement des aspects environnementaux » (*Ibid*, p.3). Les aspects environnementaux significatifs (AES) étant ceux qui ont ou peuvent avoir des impacts environnementaux significatifs.

L'organisation doit ensuite « établir, mettre en œuvre et tenir à jour des objectifs et cibles environnementaux documentés […] mesurables, lorsque cela est possible […] ». Pour cela, elle « doit prendre en considération les exigences légales et les autres exigences auxquelles l'organisme a souscrit, et ses aspects environnementaux significatifs. [Elle] doit également prendre en considération ses options technologiques, ses exigences financières, opérationnelles et commerciales, et les points de vue des parties intéressées. Pour atteindre ses objectifs et cibles, l'organisme doit établir, mettre en œuvre et tenir à jour un ou plusieurs programme(s) » (ISO, 2004, p.10). Les exigences de la norme, à ce stade, peuvent être interprétées comme favorables à nos exigences : il pourrait en effet s'agir, après avoir identifié l'exhaustivité des influences potentielles de l'organisation sur les écosystèmes, de distinguer celles qui ne dépassent les seuils écologiques de celles qui vont au-delà (comme le suggère l'emploi de la terminologie « significatif sur l'environnement »). L'organisation aurait alors à prendre en compte a minima ces dernières et à les gérer de manière à garantir

l'état socialement souhaitable de l'écosystème (déterminé grâce à l'intégration des « points de vue des parties intéressées »). Cependant, telles que spécifiées en *supra*, les exigences de l'ISO 14001 apparaissent trop vagues pour pouvoir juger précisément de leur capacité à accéder à nos contraintes de viabilité. Trois points nous paraissent particulièrement sensibles et soulèvent encore des interrogations : les modalités d'identification des aspects environnementaux (la recherche d'exhaustivité est-elle suggérée ?), la sélection des aspects significatifs (quels critères rentrent en compte pour établir leur significativité ?), et la détermination des objectifs à l'issue de ces analyses (quelles cibles de gestion ?).

Les « Lignes directrices générales concernant les principes, les systèmes et les techniques de mise en œuvre » du SME (ISO, 2010) fournissent davantage de précisions par rapport à nos interrogations. Il est notamment stipulé que toute organisation « qui ne possède pas de système de management environnemental [doit établir] initialement sa situation par rapport à l'environnement en réalisant une analyse environnementale. Le but de cette analyse est de tenir compte de tous les aspects environnementaux des activités, produits et services de l'organisme pour établir son système de management environnemental » (ISO, 2010, p.7). La mention de « tous » les aspects environnementaux nous renseigne ainsi sur la dimension exhaustive de l'analyse des influences écologiques recommandée par la norme. Le document précise par suite que l'approche choisie pour identifier les AE « peut, par exemple, prendre en compte : les émissions dans l'air, les rejets dans l'eau, les rejets dans le sol, l'utilisation des matières premières et des ressources naturelles […], les préoccupations environnementales des communautés locales, l'utilisation de l'énergie, l'énergie produite […], les déchets et sous-produits, et les éléments physiques […], la conception et le développement, les procédés de fabrication, l'emballage et les moyens de transport, la performance environnementale et les pratiques des sous-traitants et fournisseurs, la gestion des déchets, l'extraction et la distribution des matières premières et des ressources naturelles, la distribution, l'utilisation et la fin de vie, et la faune et la biodiversité » (ISO, 2010, p.13).

L'ISO présente ensuite, dans le même document, sa conception du caractère significatif des AE : il ne peut relever que d'une dimension relative, « ce qui est significatif pour un organisme peut ne pas l'être pour un autre. […] Lors de l'établissement de critères pour déterminer le caractère significatif, un organisme peut prendre en compte les éléments suivants:

a) critères environnementaux (tels que le degré, la sévérité et la durée de l'impact ou le type, la taille et la fréquence d'un aspect environnemental) ;

b) les exigences légales applicables (telles que les limites d'émissions et de rejets fixées dans les autorisations ou autres réglementations, etc.) ;
c) les préoccupations des parties intéressées internes et externes (telles que celles liées aux valeurs de l'organisme, à son image, au bruit, aux odeurs et aux dégradations visuelles). […]
Lors de l'application de ces critères, un organisme peut définir des niveaux (ou des valeurs) d'importance associée à chaque critère, par exemple basée sur une combinaison de probabilité d'occurrence (probabilité / fréquence) et de ses conséquences (sévérité / intensité) » (ISO, 2010, p.14).

Si nous convenons du caractère relatif que revêt la notion d'aspect environnemental significatif (hautement dépendante du contexte écologique, économique, et social, dans lequel se produit l'interaction), nous considérons en revanche que son identification doit impérativement reposer sur des critères écologiques, destinés à garantir un état résilient de l'écosystème, en fonction des considérations partagées par l'ensemble des parties prenantes quant à son état souhaitable. Devant la marge de manœuvre considérable laissée aux organisations pour le choix des critères de significativité et pour la pondération de ces critères, il paraît évident qu'un organisme engagé dans un processus de certification ISO 14001 « peut faire pratiquement ce qu'il veut » (Richard, 2012, p.46).

Concernant l'établissement des objectifs environnementaux, la norme requiert que différents facteurs soient pris en considération, parmi lesquels ses aspects environnementaux significatifs, les exigences légales applicables, le point de vue des parties intéressées, les considérations financières, opérationnelles et organisationnelles, les effets possibles sur l'image publique de l'organisme, les options et la faisabilité technologique. Par ailleurs, elle stipule que des indicateurs de performance peuvent être mobilisés afin de suivre l'avancement de la réalisation des objectifs (ISO, 2010).

Ainsi, l'organisation est tenue de gérer les aspects environnementaux qu'elle a jugés significatifs, en d'autres termes de réduire leur incidence dans le cas d'AE dommageables, ce qui constitue l'objectif principal associé à la norme ISO 14001. La quantification précise des objectifs, c'est-à-dire la fixation des niveaux de réduction des dommages (toujours dans le cas d'influences environnementales négatives), est en revanche laissée à la préférence de l'organisation.

A la vue de la latitude conséquente laissée aux organisations pour la détermination des aspects environnementaux à prendre en considération et de la liberté totale qui leur est accordée pour l'appréciation des objectifs de gestion, il ressort que les objectifs produits par la norme ne sont susceptibles de respecter notre cadre de viabilité qu'à la condition que les organisations

choisissent délibérément d'appliquer des critères potentiellement beaucoup plus exigeants que le niveau minimal requis. Les coûts marginaux de gestion des impacts environnementaux étant généralement croissants avec la réduction de ces dommages, ces cas devraient a priori s'avérer minoritaires, voire extrêmement rares. Si bien que dans la majorité des situations, l'intérêt premier des organisations sera d'appliquer les exigences minimales de l'ISO 14001, « le plus longtemps possible […] de façon […] à montrer la « durabilité » de leurs progrès » (Richard, 2012, p. 215). Dans ces conditions, nous considérons que le seul objectif environnemental global pouvant être revendiqué par la norme ne peut correspondre qu'à une amélioration imprécise, potentiellement à la marge, des influences environnementales défavorables générées par les organisations, et ceci uniquement dans l'hypothèse où le système mis en place s'avère suffisamment contraignant ou incitatif pour conduire les organisations à atteindre les objectifs qu'elles se sont fixés. C'est ce dernier point particulier qui fait l'objet de notre prochaine sous-section.

### 3.2.2 Les objectifs environnementaux existants de la norme ISO 14001 ont-ils été atteints ?

La diffusion croissante du management environnemental dans les organisations à travers le monde a conduit de nombreux chercheurs à s'intéresser aux résultats environnementaux des SME, et en particulier des SME certifiés ISO 14001 (Hertin et al., 2008 ; Riedinger et Thévenot, 2008). La grande majorité des revues de littérature portant sur la question de la performance environnementale de l'ISO 14001 parvient à des résultats peu concluants, l'efficacité écologique de l'instrument étant avérée par certaines études, et invalidée par d'autres (Potoski et Prakash, 2005 ; Hertin et al., 2008 ; Riedinger et Thévenot, 2008 ; Nawrocka et Parker, 2009 ; Gomez et Rodriguez, 2011 ; Testa et al., 2014).

Selon Nawrocka et Parker (2009), qui mènent dans leur article une méta-analyse sur ce sujet, cette importante hétérogénéité des résultats peut s'expliquer par les définitions distinctes de l'objet de recherche – la performance environnementale – sur lesquelles s'appuient les différents articles. Les auteurs identifient une première définition, quantitative, qui repose sur l'évolution d'indicateurs de certains aspects environnementaux des organisations, et une seconde définition, plus qualitative, liée à la provision de divers bénéfices environnementaux (amélioration de la conformité, économies, avantage compétitif, etc.). Ces différentes conceptions de la performance écologique orientent nécessairement les objectifs des recherches, et les méthodes employées.

Notre étude bibliographique nous permet de différentier les nombreux articles traitant de la performance environnementale des SME selon les méthodes d'analyse mobilisées, et de distinguer trois catégories (Nawrocka et Parker, 2009 ; Testa et al., 2014) :

- les études de cas, focalisées sur un ou quelques sites particuliers : Rondinelli et Vastag, 2000, cité dans Nawrocka et Parker, 2009 ; Zeng et al., 2005, Newbold, 2006, cités dans Testa et al., 2014 ; Zikovic et al., 2013 ; Takic et al., 2013 ; Zhang et al. 2014 ;
- les études basées sur des enquêtes auprès des organisations (questionnaires ou entretiens) : Hui et al., 2001, Gimenez Leal et al., 2003, cités dans Nawrocka et Parker, 2009 ; Melnyk et al., 2003 ; Johnstone et al., 2007, cité dans Riedinger et Thévenot, 2008 ; Arimura et al., 2008 ; Comoglio et Botta 2012, Schoenherr, 2012, cités dans Testa et al., 2014 ; Boiral and Henri, 2012 ;
- les analyses statistiques à partir de bases de données : Anton et al., 2004 ; Potoski et Prakash, 2005 ; Barla, 2007 ; Riedinger et Thévenot, 2008 ; Nishitani et al., 2012 ; Gomez et Rodriguez 2011 ; Zobel, 2013 ; Testa et al., 2014.

Par rapport à la question pour laquelle nous cherchons ici des éléments de réponse – les SME certifiés ISO 14001 conduisent-ils à une diminution des aspects environnementaux dommageables des organisations ? – les deux premières catégories d'études présentent un intérêt limité. Les articles compris dans la première, malgré leur propension à parfois traiter de problématiques proches des nôtres, génèrent des résultats qui ne permettent pas d'extrapolation. Les publications issues de la deuxième présentent, quant à elles, deux faiblesses majeures : les biais importants associés aux données déclaratives (Podsakoff et al., 2003, cité dans Testa et al., 2014), mais surtout leur orientation, dans la plupart des cas, vers des considérations qualitatives (e.g. perception de la capacité des SME à générer des résultats intéressants pour l'organisation). Elles s'avèrent ainsi davantage tournées spécifiquement vers les organisations, et sont utiles surtout pour elles-mêmes dans leur recherche de la performance (Nawrocka et Parker, 2009). Les études comprises dans la troisième catégorie, souvent basées sur des données publiques réglementaires et s'intéressant à un nombre important de sites (de plusieurs centaines à plusieurs milliers), cherchent à établir des corrélations statistiques entre différents paramètres, en considérant la performance environnementale à travers sa dimension numérique. Ces études quantitatives, susceptibles d'apporter une réponse à nos questionnements, constituent donc l'objet particulier de notre revue de littérature.

Il ressort de leur analyse des résultats moins contrastés que ceux observés dans les revues englobant une grande variété d'articles. En effet, la plupart des études que nous avons

examinées révèlent un effet positif de la mise en place des SME sur la capacité des organisations à réduire leurs aspects environnementaux dommageables pour les écosystèmes. Anton et al. (2004), qui étudient l'effet des SME certifiés par l'ISO sur les rejets toxiques de 146 entreprises américaines entre 1994 et 1995, démontrent une diminution significative de ces rejets. L'étude comparable de Potoski et Prakash (2005), portant sur environ 3700 établissements entre 1995 et 2001, aboutit également à des corrélations positives. Riedinger et Thévenot (2008) se sont intéressés à l'efficacité environnementale de plusieurs milliers de sites industriels certifiés ISO 14001, en analysant l'évolution de plusieurs pressions environnementales (émissions de composés organiques volatils, émissions de dioxyde de carbone, consommations de combustibles et d'énergie totale, prélèvements d'eau) entre 2001 ou 2003 (suivant les pressions) et 2005. Ils concluent à un impact significatif de la norme sur la diminution de tous les aspects observés, en dehors des émissions de composés organiques volatils. La recherche de Nishitani et al. (2012), centrée sur plusieurs centaines de polluants émis par un panel de 500 firmes certifiées, parvient à la conclusion que la mise en œuvre du SME réduit les impacts environnementaux étudiés de manière significative. Enfin Testa et al. (2014), qui étudient les émissions de dioxyde de carbone de 219 sites industriels du secteur de l'énergie entre 2007 et 2010, concluent également à un effet positif de l'ISO 14001 sur leur performance environnementale. Seule l'étude de Barla (2007), dans notre échantillonnage, produit des résultats globalement négatifs sur cette question : la norme n'a pas eu d'incidence significative sur les émissions de matières en suspension ni sur les rejets d'eaux usées des 37 papeteries québécoises observées mensuellement entre 1997 et 2003, alors que, sur cette même période, la demande biologique en oxygène a très faiblement diminué. Ces résultats semblent donc plutôt appuyer l'hypothèse selon laquelle l'ISO 14001 représenterait un instrument efficace, eu égard à l'atteinte de ses objectifs affichés.

Plusieurs arguments viennent cependant nuancer ces considérations. Tout d'abord il est important de préciser que notre étude bibliographique n'est que partielle, elle a été conduite sur un échantillon d'articles récents et / ou récurrents dans la littérature, sélectionnés dans l'idée de constituer une base exploitable, mais sans viser l'exhaustivité. Les résultats qui en ressortent ne peuvent donc pas être considérés comme définitifs. Il convient ensuite de mentionner les faiblesses techniques que peuvent comporter certaines des recherches citées. Relativement aux objets d'étude d'une part : notamment le nombre restreint d'établissements observés (e.g. Anton et al., 2004 ; Barla, 2007 ; Testa et al., 2014), le nombre limité d'aspects environnementaux suivis (e.g. Barla, 2007 ; Testa, 2014), et la faible durée des études (e.g. Anton et al., 2004 ; Riedinger et Thévenot, 2008). Si certains de ces points peuvent relever de

choix contestables de la part des auteurs (mentionnons à ce titre l'absence totale d'AE liés à la biodiversité, comme la richesse spécifique ou la superficie des habitats), ils peuvent également être dus à des difficultés d'accès aux données, un problème rapporté par de nombreux auteurs (Hertin et al., 2008 ; Nawrocka et Parker, 2009 ; Testa et al., 2014). Par ailleurs, les liens de causalité associés aux résultats observés dans notre étude bibliographique peuvent être interrogés. En effet, peut-on affirmer avec certitude que ces résultats globalement positifs sont bien le fait de la mise en place des SME ? Cette question, rencontrée souvent en économétrie et qualifiée de « problème d'endogénéité », implique qu'il ne suffit pas d'étudier la corrélation entre deux variables pour juger de leur lien de causalité. Riedinger et Thévenot (2008) notent à ce propos que les études varient considérablement dans la prise en compte de ce facteur : certaines études l'ignorent totalement, tandis que d'autres mobilisent des méthodes d'estimation à variables instrumentales, permettant de gérer ce problème par la prise en considération d'une variable tierce. Selon les mêmes auteurs, le choix de cette variable additionnelle est malgré tout discutable dans de nombreux cas, à l'image des recherches d'Anton et al. (2004) et Potoski et Prakash (2005) qui introduisent respectivement l'intensité de recherche et développement liée à l'environnement, et la conformité réglementaire. Le choix des premiers s'avère discutable en raison de sa potentielle corrélation non seulement avec la mise en œuvre des pratiques de management environnemental (point considéré par les auteurs) mais également avec la réduction de la pollution. Les résultats positifs obtenus pourraient ainsi représenter l'efficacité de la recherche et non celle du SME (Riedinger et Thévenot, 2008). Pour les auteurs, les mêmes critiques peuvent être formulées vis-à-vis du choix de la conformité réglementaire, cette dernière pouvant avoir un effet sur la performance environnementale en dehors d'une action sur le SME. Les méthodes appliquées par Johnstone et al. (2007) et Barla (2007) sont, de ce point de vue, plus satisfaisantes : les premiers emploient l'existence d'aides publiques à l'adoption de SME, le second la mise en place de certifications ISO 9001 (cette norme ayant directement inspiré l'ISO 14001, son adoption antérieure est supposée faciliter grandement la certification environnementale) (*Ibid*.).

Malgré la profusion de recherches qui se sont penchées sur l'efficacité des SME certifiés ISO 14001 depuis maintenant une vingtaine d'années, il apparaît donc délicat de tirer des conclusions catégoriques sur cette question. Il ressort malgré tout de nos recherches que le processus proposé par la norme peut, sous certaines conditions, conduire à l'atteinte des objectifs poursuivis, c'est-à-dire à une amélioration des aspects environnementaux (à leur

diminution dans le cas d'aspects environnementaux dommageables) que l'organisation aura elle-même considérés, selon ses propres critères, comme importants. Ce point nous conduit à deux réflexions. Tout d'abord, comme le suggèrent Nawrocka et Parker (2009) à l'issue de leur revue de littérature, il apparaît nécessaire que les futures recherches portant sur l'efficacité écologique des SME se concentrent davantage sur la mise en évidence des circonstances et des mécanismes permettant aux systèmes d'atteindre leurs objectifs que sur la question de savoir s'ils sont efficaces ou non, ceci dans l'optique d'optimiser leur performance en améliorant les modalités de leur mise en œuvre. D'autre part, la viabilité des écosystèmes ne pourrait être assurée, via cet instrument, que par un concours fortuit de circonstances (où les objectifs jugés pertinents pour l'organisation correspondraient aux objectifs de viabilité écologique) ou par la volonté particulière des dirigeants.

## 3.3 Efficacité environnementale des paiements pour services écosystémiques

Les paiements pour services écosystémiques (ou paiements pour services environnementaux, PSE) représentent des instruments économiques volontaires dont le fonctionnement est historiquement inspiré du « Théorème de Coase », et qui cherchent à le mettre en pratique (Engel et al., 2008). Ce théorème représente la principale voie alternative aux grandes approches économiques traditionnelles d'intégration des externalités environnementales : les régulations par les prix, taxes et subventions, et les régulations par les quantités, quotas échangeables. Il stipule qu'en présence d'externalités, une négociation libre entre les agents en présence (générateurs de l'externalité, c'est-à-dire gestionnaires de l'écosystème, et destinataires de l'externalité, ou bénéficiaires potentiels de services écosystémiques (SE)) conduit à une allocation efficace des ressources (maximisant le bien-être social), mais cela sous certaines conditions : l'absence de coûts de transaction, et la définition précise et le respect de droits de propriété (indépendamment de leur allocation initiale) (MEB, 2014a ; Farley et Costanza, 2010). Les fondements théoriques de ces mécanismes relèvent donc traditionnellement de raisonnements néoclassiques propres à l'économie de l'environnement. Il s'y rapporte une définition, considérée comme la plus employée dans la littérature (Pirard et Billé, 2011) : « […] une transaction volontaire dans laquelle un service environnemental bien défini (ou un usage des sols à même de sécuriser ce service) […] est « acheté » par un (au minimum) acheteur de service environnemental à […] un (au minimum) fournisseur de service environnemental […] si et seulement si le fournisseur sécurise la provision de ce

service »[17] (Wunder, 2005, p.3). Cette définition révèle bien le fonctionnement théorique de ces instruments basés sur le principe bénéficiaire-payeur, dont la vertu incitative doit faire converger intérêt privé et général en rendant individuellement avantageuses des pratiques de gestion qui ne l'étaient pas auparavant.

Elle est cependant remise en question et critiquée par un nombre croissant d'acteurs en raison de ses conditions inaccessibles dans la pratique, ou inappropriées. Farley et Costanza (2010) lui reprochent notamment d'être trop éloignée de la réalité économique de terrain, en particulier sur la question des coûts de transaction, qui s'avèrent selon les auteurs « typiquement énormes pour les problèmes environnementaux » (p.2063), si bien que très peu de projets de PSE remplissent les conditions énoncées par Wunder (Muradian et al., 2010, Porras et al., 2008, cités dans Farley et Costanza, 2010). Pour la MEB (2014a) par ailleurs, dans leur conception traditionnelle, l'efficience économique des PSE prend le pas à la fois sur les questions d'équité (répartition des coûts et des avantages) et sur les questions écologiques : Wunder (2005) emploie le terme de « service environnemental » afin de d'exprimer clairement l'intérêt porté sur un service particulier, bien identifié, car la terminologie de « service écosystémique » insisterait trop sur la complexité des écosystèmes et des interactions entre ses éléments, de manière jugée inappropriée pour l'instrument et sa vocation d'efficience économique (MEB, 2014a). Ce rejet, et la volonté et de ne prendre en compte que des services bien définis, peuvent, selon Farley et Costanza (2010), conduire à des situations inefficaces du point de vue écologique : c'est le cas notamment de certains PSE focalisés sur la séquestration du carbone, qui s'appuient sur des plantations monospécifiques pour maximiser le service en question, au détriment d'autres fonctions ou services potentiellement plus avantageux comme la provision d'eau, le cycle des nutriments, ou la diversité biologique (Lohman, 2006, cité dans Farley et Costanza, 2010). Ces critiques ont poussé les détracteurs de l'acception traditionnelle des PSE à proposer des définitions jugées plus appropriées. Farley et Costanza (2010) reprennent par exemple celle de Muradian et al. (2010) pour qui les PSE sont des « transferts de ressources entre acteurs sociaux, qui visent à créer des incitations pour concilier des décisions individuelles et / ou collectives d'usage des sols et l'intérêt général, dans la gestion des ressources naturelles »[18] (Muradian et al., 2010,

---

[17] Notre traduction de : *" […] a voluntary transaction where […] a well-defined ES (or a land-use likely to secure that service) […] is being 'bought' by a (minimum one) ES buyer […] from a (minimum one) ES provider […] if and only if the ES provider secures ES provision"*.

[18] Notre traduction de : *"[…] a transfer of resources between social actors, which aims to create incentives to align individual and/or collective land use decisions with the social interest in the management of natural resources"*.

p.1205). Cette définition s'accorde d'avantage, selon Farley et Costanza (2010), à la perspective d'économie écologique dans laquelle les auteurs souhaitent inscrire ces instruments.

La grande diversité des définitions et leur importante latitude, combinées au côté « en vogue » des PSE, ont ainsi contribué non seulement à faire émerger des mécanismes de PSE hétérogènes du point de vue de leurs exigences environnementales, mais également à faire de ces instruments une catégorie fourre-tout. Karsenty et al. (2009) répertorient par exemple sous l'appellation PSE des projets assez éloignés des définitions rencontrées dans la littérature : écotourisme, démarches fiscales, concessions de conservation, filières de produits labellisés, etc. La nécessité d'établir des standards précis pour la conception des programmes de PSE apparaît donc comme une nécessité. A l'heure actuelle, si de nombreuses initiatives allant dans ce sens se sont construites et présentent des similitudes, à travers l'édiction de grands principes, par des groupes d'académiques (e.g. Farley et Costanza, 2010 : « Heradia Declaration » ; Naeem et al., 2015 : « Natural-science principles and guidelines for PES interventions ») ou des institutions spécialisées (e.g. MEB, 2014a : « Paiements pour la préservation des services écosystémiques »), une réelle uniformisation des mécanismes de PSE semble encore loin d'être atteinte.

Notre projet de statuer sur la capacité de ces instruments à accéder à nos contraintes de viabilité écologique semble, dans ce contexte, délicat. Nous nous appuyons sur la littérature grise et académique disponible pour tenter de mener à bien cette étude.

### 3.3.1 Le niveau fixé pour les objectifs environnementaux des paiements pour services écosystémiques est-il judicieux ?

A lumière des éléments exposés précédemment, répondre à cette question revient finalement à déterminer si les programmes de PSE sont conçus, dans la pratique, plutôt selon les prérogatives traditionnelles, issues de l'économie de l'environnement selon le modèle proposé par Wunder (2005), avec des objectifs qui se rapportent principalement à la « génération » d'un SE en particulier et à l'efficience économique, ou plutôt suivant des conceptions alternatives, proches des préceptes de l'économie écologique, où les questions des sciences du vivant occupent une place prépondérante.

Deux articles récents ont cherché, entre autres choses, à répondre cette même question. Hejnowicz et al. (2014), tout d'abord, réalisent une large revue de bibliographie en s'intéressant notamment à la manière dont les programmes de PSE gèrent les différents

capitaux, avec un axe particulier dédié au capital naturel. Leur analyse révèle que 78 % des projets examinés se focalisent sur un, voire deux SE, et que 74 % reposent exclusivement sur le suivi d'une ou deux pratiques de gestion supposées générer les SE souhaités. Ces résultats suggèrent que la majorité des projets de PSE répondent aux normes traditionnelles définies par Wunder (2005), inspirées du cadre conceptuel coasien, concentrées sur des critères économiques, et susceptibles de produire des effets pervers (Farley et Costanza, 2010).

Dans la publication de Naeem et al. (2015), les auteurs affirment également que de nombreux projets de PSE manquent de rigueur scientifique. Cette situation est parfois attribuable aux urgences locales, sociales ou politiques, qui poussent à mettre en œuvre les projets avant d'avoir conduit les analyses scientifiques appropriées, au manque de connaissances et / ou de données scientifiques, ou aux faibles moyens disponibles pour assurer le suivi et évaluer la conformité des projets. Pour étayer ce point de vue, les auteurs passent plusieurs dizaines de projets de PSE au crible d'un ensemble de principes et de directives garants, selon eux, de programmes de PSE efficaces. Sur une base exhaustive de trente-trois critères répartis en six grands principes – dynamiques (*dynamics*), suivi (*monitoring*), conditions initiales (*baseline*), mesures (*metrics*), multiples SE (*multiple services*), et soutenabilité écologique (*ecological sustainability*) – les auteurs établissent une sélection de vingt-et-un critères jugés essentiels pour assurer la rigueur scientifique des projets de gestion environnementale. C'est à travers cette sélection que les projets de PSE sont ensuite analysés. Les directives retenues se rapportent à quatre des six grands principes énoncés précédemment : données relatives aux conditions initiales, suivi de facteurs et services environnementaux clés, reconnaissance des dynamiques écosystémiques, méthodes de récolte des données. Certains de ces critères s'apparentent aux exigences écologiques prônées par notre cadre de viabilité, notamment « identifier les services-clés au-delà des services visés par l'instrument ». D'autres critères, selon nous essentiels, sont en revanche relayés au second plan et ne sont pas inclus dans les critères jugés essentiels (gamme de critères considérés par les auteurs comme simplement « souhaitables »), en particulier : « identifier les fonctions écosystémiques liées aux SE », « déterminer les synergies et compromis existants entre les différents SE », « évaluer les incidences des interventions sur les autres SE », « suivre les SE non ciblés mais qui influencent les services visés », et « déterminer comment la diversité fonctionnelle influence la résilience de l'écosystème ».

En se limitant, pour leur étude, à cette grille d'analyse de notre point de vue sous-optimale, les auteurs estiment que 60 % des 118 programmes étudiés ne répondent pas aux exigences qui s'y rapportent. Nous pouvons donc supposer que, a fortiori, ces projets ne remplissent pas non

plus les autres critères plus exigeants, considérés comme simplement souhaitables par les auteurs, mais qui participeraient grandement selon nous à assurer l'efficacité écologique des dispositifs. Nous pouvons même supposer que sur les 40 % répondant aux exigences minimales de Naeem et al. (2015), seule une fraction serait en accord avec les critères susceptibles d'accéder à nos contraintes de viabilité.

Nous considérons que les résultats de Naeem et al. (2015) corroborent ceux de Hejnowicz et al. (2014), dans le sens où ils confirment le fait qu'une large majorité de programmes de PSE poursuivent des objectifs environnementaux qui ne prennent en compte ni la dimension systémique des SE ni donc le fonctionnement et la résilience des écosystèmes, et ne s'avèrent pas susceptibles d'inscrire les dynamiques des organisations et des écosystèmes dans notre cadre de viabilité.

### 3.3.2 Les objectifs environnementaux existants des paiements pour services écosystémiques ont-ils été atteints ?

Si le nombre d'articles qui cherchent à identifier la nature des objectifs écologiques des projets de PSE est restreint, ceux qui s'intéressent à leur capacité à atteindre ou non les objectifs poursuivis (à savoir généralement la « génération » d'un voire deux SE, cf. *supra*) ne sont que faiblement plus nombreux.

Les travaux de Hejnowicz et al. (2014), déjà évoqués dans la section précédente, se sont également intéressés à l'efficacité environnementale des PSE, à travers une large revue bibliographique de plusieurs dizaines d'articles. Leur recherche révèle que 73 % des projets de PSE polarisés sur des SE particuliers ne présentent pas de preuves concluantes de leur capacité à « générer » ces services. Selon les auteurs, ces résultats peuvent s'expliquer par le choix des *proxies*, souvent portés uniquement sur des pratiques de gestion et non sur les SE eux-mêmes, les modes d'usage des sols n'étant pas facilement traductibles en « provision » de SE. Les programmes dans lesquels l'évaluation de la « provision » de SE constitue un critère de performance essentiel sont principalement ceux qui concernent les écosystèmes forestiers, la gestion du carbone, pour lesquels il existe des indicateurs et protocoles bien définis.

Cette dernière catégorie de PSE s'avère être le domaine le plus documenté, s'agissant de la performance environnementale des projets. Trois études s'y intéressent en particulier, avec un choix d'indicateur d'efficacité généralement axé sur la surface de couvert forestier. Alix-Garcia et Wolff (2014) tout d'abord, à travers une analyse de la littérature traitant des PSE mis en œuvre essentiellement au Costa-Rica et au Mexique, concluent à des résultats plutôt

positifs concernant les programmes de reboisement, et à des résultats plus mitigés pour les PSE visant à éviter la déforestation. Les résultats de l'étude menée par Pattanayak et al. (2010) par ailleurs, révèlent que les programmes gouvernementaux de grande ampleur n'entrainent qu'une inversion modeste, ou pas d'inversion du tout, de la déforestation, mais que les projets locaux à faible échelle engendrent des résultats plus favorables. Enfin, selon Daniels et al. (2010), malgré le fait que les études menées au niveau national sur l'efficacité écologique des PSE estiment que ces programmes n'ont pas réduit le taux de déforestation, une analyse des projets du Nord du Costa Rica, conduite par les auteurs, conclut à des effets bénéfiques en termes d'évitement de la déforestation.

On peut considérer, à la lumière de ces recherches, que lorsque les projets de PSE « traditionnels » sont considérés de manière globale, toutes catégories confondues, les résultats intégrés traduisent une efficacité relativement faible. Ceci peut s'expliquer, du moins en partie, par un suivi inapproprié des projets, axé davantage sur des pratiques de gestion supposées favoriser la génération du SE que sur la provision du SE à proprement parler. Lorsqu'on s'intéresse aux projets forestiers, pour lesquels la traçabilité est réputée plus pertinente car les modes de suivi des SE sont plus formalisés et plus aisés, les résultats apparaissent très contrastés, variant en fonction de la taille des projets pour certaines études, ou selon les modes de recherche de l'additionnalité (maintien d'un SE menacé ou restauration du SE). Si bien que globalement, la performance des PSE tels que traditionnellement définis s'avère peu convaincante.

Les publications traitant des conditions à respecter dans la mise en œuvre des démarches de PSE pour favoriser l'atteinte de leurs objectifs environnementaux semblent confirmer ces résultats peu probants, par leur existence et leur nombre relativement élevé. Parmi les enjeux décisifs, celui des indicateurs et des modes de suivi est régulièrement mentionné (Wunder et al., 2008 ; Sommerville et al., 2011 ; MEB, 2014a), tout comme celui de l'additionnalité et des fuites environnementales (Engel et al., 2008 ; Karsenty et al., 2009 ; MEB, 2014a). Un autre point reconnu fondamental par la grande majorité des auteurs est celui de la capacité à garantir des résultats sur le long terme (Wunder et al., 2008 ; Engel et al., 2008 ; Farley et Costanza, 2010 ; MEB, 2014a ; Naeem et al., 2015 ; etc.).

Pour conclure notre étude de l'efficacité écologique des PSE, il ressort de nos développements que ces instruments s'avèrent inaptes, dans leur configuration conventionnelle, à assurer la viabilité des écosystèmes sur lesquels ils sont déployés. Si l'on

trouve, dans plusieurs publications scientifiques, des versions alternatives intéressantes, davantage portées vers le fonctionnement des écosystèmes et susceptibles de répondre à nos contraintes de viabilité, très rares sont les projets visant à les mettre en application.

## 3.4 Efficacité environnementale de la certification FSC

### 3.4.1 Le niveau fixé pour les objectifs environnementaux de la certification FSC est-il judicieux ?

La certification FSC propose aux exploitants sylvicoles qui le souhaitent de certifier une gestion de leur forêt qui soit « écologiquement appropriée, socialement bénéfique et économiquement viable » (FSC, 2012, p.7), via le respect d'un référentiel composé de 10 principes, déclinés en critères puis en indicateurs. Cette gestion « écologiquement appropriée » consiste à concilier la production de biens écosystémiques ligneux, non ligneux, et d'autres SE, ainsi que la préservation de la biodiversité et des « équilibres écologiques » des écosystèmes forestiers (FSC, 2012, p.7).

Si le vocabulaire employé peut sembler imprécis (e.g. « approprié ») voire inadapté (la notion d'équilibre écologique est fortement remise en question dans la science écologique), une lecture plus approfondie des référentiels renseigne sur la volonté des certificateurs à la fois de prendre en compte l'ensemble des interfaces entre l'exploitation et les écosystèmes (dépendances à l'égard des SE et influences sur les structures écosystémiques), et de les gérer de manière à garantir un état résilient des écosystèmes. Nous nous référons pour cela à une version des indicateurs valables pour la France datant de 2009 (Bureau Veritas Certification, 2009 : déclinaison nationale du référentiel d'indicateurs internationaux réalisée par Bureau Veritas Certification, organisme certificateur agréé par FSC), toujours valide au moment où nous rédigeons la présente thèse, et à la version publiée en juin 2015 des indicateurs internationaux (FSC, 2015), en cours de transcription en français (FSC, 2014b), et qui sera ensuite adaptée aux différents échelons nationaux (travail actuellement en cours pour la France, cf. FSC, 2014c).

Le Principe 5 stipule, dans la version 2009 du référentiel, que « la gestion forestière doit encourager l'utilisation des différents produits et services de la forêt pour en garantir la viabilité économique ainsi qu'une large variété de bienfaits sociaux et environnementaux » (Bureau Veritas Certification, 2009, p.9). Dans la réinterprétation de 2014-2015, « l'Organisation doit gérer efficacement les divers produits et services de l'Unité de Gestion afin de préserver ou d'accroître à long terme la viabilité économique et la variété des

bénéfices environnementaux et sociaux » (FSC, 2014b, p.35). La déclinaison de ce principe en critères et indicateurs est donc supposée garantir non seulement l'existence des SE dont l'organisation retire des avantages, mais également ceux qui en sont retirés par les autres acteurs du territoire. Le sixième Principe mentionné dans le cahier des charges indique, dans sa version 2009, que « la gestion forestière doit maintenir la diversité biologique et les valeurs associées, les ressources hydriques, les sols ainsi que les paysages et les écosystèmes fragiles et exceptionnels, de manière à assurer les fonctions écologiques et l'intégrité de la forêt » (Bureau Veritas Certification, 2009, p.9). Dans la version de 2014-2015, « l'Organisation doit maintenir, conserver et / ou restaurer les services écosystémiques et les valeurs environnementales de l'Unité de Gestion, et doit éviter, corriger ou limiter les impacts environnementaux négatifs » (FSC 2014b, p.39). Ces exigences, explicitées dans les Principes 5 et 6 et par les critères et indicateurs qui leurs sont associés, sont ensuite diffusées ou détaillées dans les Principes qui suivent (et leurs critères et indicateurs), traitant principalement de la planification de la gestion, de sa mise en œuvre et de son suivi. Elles révèlent clairement la résolution du FSC de traiter de l'ensemble des dépendances et impacts des exploitations forestières à l'égard des systèmes vivants.

L'examen des principes et critères du référentiel montre par ailleurs que ces exigences ont pour objet d'orienter la gestion des interactions vers la résilience des écosystèmes forestiers. Cette volonté n'est pas textuellement affichée dans la version 2009 des indicateurs – elle y apparaît néanmoins en filigrane – mais devient beaucoup plus explicite dans leur mise à jour de 2014-2015. Le critère 6.8 précise notamment que « l'Organisation doit gérer le paysage au sein de l'Unité de Gestion afin de préserver et / ou de restaurer une mosaïque variée d'espèces ayant des tailles, des classes d'âge, des répartitions spatiales et des cycles de régénération […] de façon à accroître la résilience économique et environnementale » (FSC, 2014b, p.49). Pour ce faire, il est précisé dans le critère 7.1 que « l'Organisation doit […] établir […] des objectifs de gestion qui soient environnementalement appropriés », et que « le document de gestion [doit être] mis en œuvre et actualisé à partir des informations issues des activités de suivi, afin de promouvoir une gestion adaptative » (Principe 7) (FSC, 2014b, p.52). Le huitième Principe, qui concerne le suivi et l'évaluation, ajoute que « l'Organisation doit démontrer que les progrès accomplis en vue d'atteindre les objectifs de gestion, les impacts des activités de gestion et l'état de l'unité de gestion sont suivis et évalués […], afin de mettre en œuvre une gestion adaptative » (FSC, 2014b, p.57).

Ces derniers éléments confirment donc la volonté des concepteurs de proposer un standard qui réponde à des objectifs de résilience écologique, via la mise en œuvre d'un processus moteur

inspiré de la gestion adaptative. Ces enjeux semblent ainsi répondre en tous points aux contraintes de viabilité écologiques formulées dans notre cadre de référence. Pour nous assurer de cette adéquation, dans la section qui suit, nous étudions plus en détail les référentiels FSC et recherchons une validation empirique dans la littérature scientifique.

### 3.4.2 Les objectifs environnementaux existants de la certification FSC ont-ils été atteints ?

Pour que la volonté de maintien de la résilience des écosystèmes forestiers affichée dans les principes et critères des référentiels FSC se concrétise sur le terrain, il convient que leur déclinaison en indicateurs et cibles de gestion soit réalisée de manière rigoureuse, grâce aux connaissances scientifiques disponibles.

La plupart des recherches dédiées à l'efficacité environnementale du dispositif s'intéressent à sa performance globale en termes de limitation de la déforestation. Une seule étude récente, à notre connaissance, a cherché à évaluer la pertinence écologique des indicateurs des cahiers des charges FSC (analyse des indicateurs pour la Suède : Angelstam et al., 2013). C'est donc à cette même question que nous tâcherons de répondre dans la prochaine section, à travers notre propre évaluation critique des indicateurs des référentiels FSC, dans leur version 2009 (indicateurs France : Bureau Veritas Certification, 2009) et dans leur version actualisée (indicateurs internationaux : FSC, 2014b ; FSC, 2015).

#### 3.4.2.1 Les spécifications de la certification FSC peuvent-elles permettre d'atteindre les objectifs affichés ?

Le référentiel 2009 FSC pour la France (Bureau Veritas Certification, 2009) se caractérise par la présence de différents types d'indicateurs environnementaux : la grande majorité d'entre eux représente des indicateurs de gestion, exprimant la manière dont les opérations de l'exploitant doivent se dérouler pour correspondre aux exigences du FSC, mais on trouve également quelques indicateurs d'état (typiquement des inventaires écologiques), dont la mission est de vérifier a posteriori l'adéquation des effets des indicateurs de gestion et de les orienter en conséquence dans une logique de gestion adaptative.

Cette structuration paraît bien adaptée à un pilotage des activités sylvicoles orienté vers la recherche de résilience écologique. Si les indicateurs d'état peuvent apparaître limités dans leur capacité à rendre compte du fonctionnement de l'écosystème (suivi de la grande faune et des ressources forestières) ou trop vagues et laissant une part importante à l'interprétation par les utilisateurs (suivi des espèces indicatrices), nous concentrons notre analyse davantage sur

les indicateurs de gestion, dans la mesure où ce sont ces données avant tout qui sont susceptibles de conditionner le fonctionnement de l'écosystème.

Une part importante des indicateurs environnementaux de gestion sont des indicateurs généraux, qualitatifs. On peut par exemple citer l'indicateur 5.3.4, indiquant que « les opérations d'exploitation forestière comprennent des mesures adéquates pour protéger le peuplement restant, le rajeunissement naturel, le sol, les cours d'eau, les animaux sauvages et les habitats remarquables » (Bureau Veritas Certification, 2009, p.9) ; l'indicateur 5.4.2 qui précise que « les services de la forêt et l'utilisation des produits forestiers non ligneux sont encouragés, préférentiellement au bénéfice de l'économie locale, dans la limite légale » (Bureau Veritas Certification, 2009, p.9) ; ou encore d'indicateur 6.2.1 qui précise qu'« un inventaire des aires protégées et des espèces rares et menacées a été établi en relation avec des spécialistes ou organismes compétents […] et que les espèces et habitats identifiés sont enregistrés sur des cartes » (Bureau Veritas Certification, 2009, p.10).

Les indicateurs spécifiques, à vocation quantitative, sont minoritaires. Nous avons listé notamment ceux portant sur :

- les taux de prélèvement des produits forestiers (5.6.1 et 5.6.2) ;
- la conservation d'arbres ayant des valeurs écologiques particulières (arbres morts et arbres à cavité) (6.3.2) ;
- la protection des milieux ayant une valeur écologique particulière (6.3.3) ;
- la diversité spécifique et génétique des peuplements d'arbres (6.3.4, 6.9.1, 10.2.2, 10.4.3) ;
- les quantités de fertilisants et de pesticides utilisées (6.3.5 et 6.6.1) ;
- la conservation de zones tampons autour des eaux de surface ;
- les superficies des changements d'affectation des sols ;
- la taille des coupes rases.

En premier lieu, nous pouvons noter, parmi ces indicateurs à portée quantitative, l'absence de certaines informations paraissant pertinentes par rapport à la biodiversité des écosystèmes forestiers, comme la structure verticale de la végétation (strates), la densité de milieu ouvert, la présence de peuplement faisant partie d'une forêt ancienne, etc. (cf. Indice de Biodiversité Potentielle (Larrieu et Gonin, 2008) et indicateurs de l'Inventaire Forestier National (MAAPRAT et IFN, 2010)), et l'absence totale d'indicateurs écologiques relatifs aux milieux aquatiques. D'autre part, nous constatons qu'à l'exception d'un indicateur (6.10.1 : « Le changement d'affectation du sol ne peut affecter qu'au maximum 5 % de la surface totale » (Bureau Veritas Certification, 2009, p.12)), la détermination des exigences relatives aux indicateurs, c'est-à-dire des objectifs quantitatifs qui y sont liés, cibles de gestion, est laissée à

la responsabilité de l'exploitant par voie concertative avec les parties prenantes intéressées. Selon nous, et dans l'optique de répondre à nos contraintes de viabilité écologique, les connaissances scientifiques (connaissances liées aux seuils écologiques notamment) doivent primer sur les considérations sociales dans la détermination des objectifs de gestion environnementale, sans prendre le risque d'être diluées dans un exercice de négociation comme cela est proposé par le FSC, cela afin d'éviter absolument les basculements des SSE vers des états indésirables. Notons, enfin, que les exploitations de petite taille et de faible rendement se trouvent dispensées d'un nombre important des exigences précitées.

Nos critiques corroborent celles d'Angelstam et al. (2013), qui analysent les déclinaisons suédoises (version 1998 et version 2010) des référentiels FSC. Parmi leurs principales observations, les auteurs remarquent, dans le cadre des propositions de suivi des écosystèmes, outre l'absence d'indicateurs relatifs aux milieux aquatiques, que les référentiels prennent surtout en considération les dimensions de composition et de structure des écosystèmes, mais que très peu d'indicateurs s'intéressent aux fonctions écologiques. Ils constatent également la faible proportion d'indicateurs stipulant des cibles de performance basées sur les connaissances scientifiques, du fait de l'appui du FSC sur un processus social de négociation où les considérations écologiques ne représentent qu'un des critères. Or les auteurs démontrent dans le même article que malgré les limitations dans la caractérisation de la soutenabilité écologique, il est possible d'établir des normes de gestion fondées sur les connaissances écologiques actuelles (dont les données relatives aux seuils écologiques) permettant de définir les conditions favorables à la biodiversité dans les écosystèmes forestiers.

Dans la version 2015 des indicateurs FSC (FSC, 2015), les indicateurs spécifiques se prêtant à des mesures quantitatives sont les suivants :

- taux de prélèvement du bois (5.2.1, 5.2.2) ;
- taux de prélèvement des autres produits forestiers (5.2.4) ;
- proportion d'aires de conservation (6.5.5) ;
- protection des cours et plans d'eau et zones ripariennes (6.7.1) ;
- maintien d'une diversité d'espèces pour garantir la résilience de l'écosystème (6.8.1) ;
- limitation de la conversion les milieux forestiers (6.9.1) ;
- limitation de l'utilisation d'espèces non natives et invasives (10.2.1, 10.3.3) ;
- limitation des produits phytosanitaires (10.6.1, 10.7.1) ;
- rétention de biomasse en décomposition (10.11.3).

Un seul de ces indicateurs est assorti de spécifications précises (6.5.5, requérant un minimum de 10 % d'aires de conservations sur la surface gérée), les autres requérant l'établissement d'objectifs de gestion en concertation avec les acteurs intéressés. Le document évoque également la possibilité de développer, lors de la traduction du référentiel aux échelles nationales, des seuils normatifs par rapport à certaines grandeurs écologiques, notamment :

- la récolte des produits ligneux ;
- la rétention d'arbres sur pied (vivants et / ou morts) sur les zones de récolte ;
- la maintien de débris ligneux et d'autres végétaux spontanés ;
- la durée des rotations et la taille des ouvertures pour assurer le maintien d'arbres d'âges divers ;
- la configuration des zones de récolte pour assurer la connectivité.

Si la détermination de telles cibles pourrait représenter une avancée par rapport au standard de 2009 en termes de rigueur écologique, nous émettons toutefois plusieurs observations : tout d'abord, les indicateurs écologiques (e.g. abondance, richesse) portant sur les écosystèmes aquatiques semblent toujours absents du dispositif. Par ailleurs, il n'est pas certain que les seuils normatifs mentionnés en *supra* soient déterminés dans l'ensemble des zones biogéographiques, et la définition des cibles pour tous les autres indicateurs doit toujours être établie par voie concertative. Plus important, dans le cas où de tels seuils normatifs seraient effectivement établis, ces mesures s'appliqueraient à l'échelle d'un pays entier. Or, pour les pays dont les caractéristiques biogéographiques varient fortement d'une région à l'autre, des seuils écologiques uniques semblent inadaptés.

Ainsi, en l'état actuel des référentiels, si les spécifications des référentiels FSC semblent de nature à conduire à une amélioration environnementale, en particulier à favoriser la biodiversité, sans la spécification généralisée de cibles de gestion alimentées par des considérations scientifiques, ces améliorations risquent de ne conduire qu'à des changements écologiques limités, pouvant être insuffisants pour garantir la résilience des écosystèmes forestiers.

#### 3.4.2.2 Ces hypothèses sont-elles validées par les études empiriques ?

Nous avons constaté que la littérature portant sur les performances environnementales du standard FSC au niveau empirique, en dehors de celle qui concerne la capacité de l'instrument à réduire la déforestation, est peu abondante – comme le faisaient déjà remarquer Clark et Kozar en 2011 –, ce qui ne nous permet pas de dégager de position tranchée sur la question de

l'efficacité écologique de l'instrument, et confirme les observations établies dans la section précédente.

En effet, les résultats des rares études portant sur des caractères relatifs à la biodiversité se révèlent assez divergents. Parmi les publications récentes, on peut citer les résultats globalement positifs de Dias et al. (2015) qui mettent en évidence l'amélioration des conditions écologiques des milieux suivis, mais seulement au-delà de plusieurs années de certification. Ceux de Johansson et Lidestav (2011) sont plus mitigés, ne constatant que de faibles améliorations de facteurs écologiques intermédiaires (présence de bois mort et proportion de vieilles forêts notamment). Les travaux de Euler (2014), enfin, ne suggèrent aucune amélioration environnementale significative des habitats de différentes espèces d'oiseaux, par rapport aux forêts non certifiées.

La certification FSC, quoiqu'ambitieuse dans ses objectifs écologiques (i.e. recherche de la résilience des écosystèmes) et rigoureuse dans les modes de gestion qu'elle promeut (sélection de critères de gestion pertinents, mise en place d'un suivi écologique et d'une gestion adaptative), ne se révèle pas, dans ses exigences spécifiques, complètement à la mesure de ses aspirations. Les cibles des différents indicateurs de gestion, négociées plutôt que basées sur les connaissances scientifiques, semblent pouvoir conduire à une efficacité environnementale variable, potentiellement limitée relativement à la résilience écologique, un point de vue corroboré par les résultats contrastés des études empiriques identifiées.

## 3.5 Efficacité environnementale de la certification Agriculture Biologique

### 3.5.1 Le niveau fixé pour les objectifs environnementaux de la certification Agriculture Biologique est-il judicieux ?

Si notre étude se veut spécifique de la certification européenne AB, nous considérerons que certains standards d'agriculture biologique étrangers ont des dispositions équivalentes, en particulier ceux figurant dans l'annexe III du Règlement CE n°1235/2008 (liste de pays tiers présentant des garanties équivalentes : Commission européenne, 2008b). Les résultats de certaines études portant sur ces certifications sont ainsi incorporés dans notre analyse.

Les objectifs environnementaux de la certification AB, comme mentionnés à l'article 3 du Règlement cadre n°834/2007 (Conseil de l'Union européenne, 2007), portent notamment sur l'établissement d'un système de gestion agricole durable qui : « i) respecte les systèmes et cycles naturels et maintient et améliore la santé du sol, de l'eau, des végétaux et des animaux,

ainsi que l'équilibre entre ceux-ci ; ii) contribue à atteindre un niveau élevé de biodiversité ; iii) fait une utilisation responsable de l'énergie et des ressources naturelles » (p.10). Ces objectifs autorisent une interprétation compatible avec nos contraintes de viabilité. Un niveau élevé de biodiversité au sein des agroécosystèmes peut en effet se traduire par un renforcement de leur résilience (Elfstrand et al., 2011). Par ailleurs, la référence au concept de durabilité, couplée à la mention du respect des systèmes et cycles naturels, peut renvoyer à une conception forte de la soutenabilité, dans laquelle s'inscrit également notre cadre de viabilité. Mais ces objectifs autorisent également une multitude d'autres interprétations, tant la terminologie employée est imprécise. De quels niveaux de biodiversité, de fonctionnement des systèmes naturels, de santé du sol et de l'eau s'agit-il ? Sans précision, il s'agira simplement d'atteindre des niveaux plus élevés que ceux de l'agriculture conventionnelle (AC). Ces objectifs, s'ils sont atteints, ne peuvent alors résulter qu'en une amélioration imprécise, potentiellement marginale de ces différents paramètres, sans lien avec les connaissances scientifiques, et sans aucune garantie d'amélioration du fonctionnement des écosystèmes et de leur résilience.

C'est la capacité de la norme à atteindre une amélioration environnementale par rapport aux pratiques conventionnelles que nous allons questionner dans l'examen précis des exigences de la certification qui suit, principalement au travers des paramètres mentionnés de santé du sol, de l'eau, des végétaux, de biodiversité et d'utilisation responsable de l'énergie et des ressources.

### 3.5.2 Les objectifs environnementaux existants de la certification Agriculture Biologique ont-ils été atteints ?

#### 3.5.2.1 Les spécifications de la certification Agriculture Biologique peuvent-elles permettre d'atteindre les objectifs affichés ?

Le Règlement cadre relatif à la certification n°834/2007 (Conseil de l'Union européenne, 2007) est constitué de principes généraux (articles 4 à 7) puis se décline en règles, générales ou plus spécifiques, qui s'appliquent à la production agricole, dont la production végétale (article 12), d'algues (article 13), la production animale (article 14), et à l'aquaculture (article 15), ainsi qu'aux produits autorisés (article 16). Ces règles sont également complétées par celles inscrites dans le Règlement d'application n°889/2008 (Commission européenne, 2008a). Nous nous focalisons ici sur celles qui portent sur la production végétale, dans la mesure où elles concernent particulièrement la gestion environnementale des agroécosystèmes.

Les spécifications de la certification AB représentent principalement des exigences de moyens, générales et qualitatives, comme la mise en œuvre de « pratiques de travail du sol et des pratiques culturales qui préservent ou accroissent la matière organique du sol, améliorent la stabilité du sol et sa biodiversité, et empêchent son tassement et son érosion » (Conseil de l'Union européenne, 2007, p.14, article 12, 1., a), ou l'emploi de procédés de « protection des prédateurs naturels, [de] choix des espèces et des variétés, [de] rotation des cultures, [de] techniques culturales et [de] procédés thermiques » pour « la prévention des dégâts causés par les ravageurs, les maladies et les mauvaises herbes » (Conseil de l'Union européenne, 2007, p.14, article 12, 1., g). Elles consistent également en diverses interdictions « de faire », comme le bannissement des engrais minéraux azotés (Conseil de l'Union européenne, 2007, p.14, article 12, 1., e), des organismes génétiquement modifiés (Conseil de l'Union européenne, 2007, p.13, article 9), et de la plupart des produits de protection des cultures et de nettoyage (Conseil de l'Union européenne, 2007, p.14-15, articles 12, 1., d, h, j). On trouve également dans les règlements concernés quelques exigences quantitatives : le respect d'un seuil relatif aux apports azotés (170 kg/ha/an, cf. Commission européenne, 2008a, p.7) et celui relatif aux apports de cuivre (6 kg/ha/an, cf. Commission européenne, 2008a, p.37). Aucune règle concernant le suivi de l'état écologique des agroécosystèmes n'est en revanche mentionnée.

Ces exigences peuvent-elles conduire à une amélioration de la qualité des eaux et du sol (par rapport à l'AC) ? Les interdictions liées aux produits phytosanitaires et les limites fixées pour les amendements azotés et le cuivre limitent, certes, les risques de pollutions directes et indirectes liées à ces deux catégories de substances, mais ne les éliminent pas totalement. Rien n'exclut en effet que dans certains contextes, de fragilité des écosystèmes par exemple, ou de forte concentration des exploitations, le respect de ces seuils puisse engendrer des dégradations environnementales significatives. D'autre part, les éléments précités, pesticides, cuivre, engrais azotés synthétiques, ne représentent pas les seules sources de pollution potentielle de l'agriculture biologique. Aucune limitation n'est par exemple explicitement mentionnée concernant le soufre, les phosphates, ou les pesticides « naturels » tolérés en AB.

Peut-on s'attendre à un niveau de biodiversité plus élevé en AB par rapport à l'AC ? Par l'absence totale d'exigences directes relatives à la biodiversité, par exemple l'incitation à la présence de structures écologiques particulières, correspondant à des habitats spécifiques (prairies, haies, etc.), ou de directives précises liées à la variété des cultures ou à leur rotation, l'AB ne semble pas en mesure de favoriser de manière satisfaisante la diversité biologique des agroécosystèmes. C'est uniquement via la mise en œuvre de mesures indirectes (quasi-

absence de traitements phytosanitaires, diversification encouragée des cultures, etc.) que des effets favorables sur la biodiversité peuvent avoir lieu. Si bien qu'on peut considérer que les normes d'AB limitent fortement certaines nuisances agricoles pouvant porter préjudice aux espèces sauvages, mais qu'elles ne formulent pas d'exigence visant à favoriser leur développement.

L'AB peut-elle conduire à une diminution de l'utilisation de l'énergie et des ressources ? En dehors d'une limitation de l'emploi de fertilisants et de produits phytosanitaires dont nous avons fait mention en *supra*, et qui peuvent représenter des économies de ressources et matières considérables par rapport à l'AC, aucune autre réquisition stricte n'apparaît dans les règlements. Rien n'est stipulé, par exemple, par rapport aux consommations d'eau ou d'énergie, en dehors de recommandations très générales : « toutes les techniques de production végétale utilisées empêchent ou réduisent au minimum toute contribution à la contamination de l'environnement » (Conseil de l'Union européenne, 2007, article 12, 1., f) ; « réduire au minimum l'utilisation de ressources non renouvelables et d'intrants ne provenant pas de l'exploitation » (Conseil de l'Union européenne, 2007, article 4). Dans ce contexte, la diminution des consommations d'énergie directes et des consommations d'eau ne peut pas être garantie.

#### 3.5.2.2 Ces hypothèses sont-elles validées par les études empiriques ?

Les recherches qui se sont penchées sur la performance environnementale des exploitations en AB sont nombreuses, la question intéressant les sphères académiques depuis plus de trente ans. Nous nous appuyons donc préférentiellement sur les revues de la littérature existantes pour répondre à nos questionnements, à savoir celle de Niggli et al. (2007) et celle dirigée par Guyomard (2013).

Près d'une quinzaine d'articles traitant de la qualité comparée des sols entre AB et AC sont passés en revue par Niggli et al. (2007). Tous présentent des résultats favorables aux exploitations biologiques, qu'il s'agisse d'analyses portées sur l'épaisseur de la couche arable, du contenu en matière organique, du potentiel de rétention d'eau, de la concentration en carbone, de la macrofaune du sol, ou de la biomasse microbienne, avec des différences souvent particulièrement significatives. Ces résultats sont globalement corroborés par la revue dirigée par Guyomard (Urruty et al., 2013b), bien que les auteurs mettent en évidence que dans le cas de certaines cultures, pour la viticulture notamment, la fréquence plus élevée du travail des sols et l'utilisation récurrente du cuivre comme fongicide peut compromettre certains paramètres : Coll et al. (2011, cité dans Urruty et al., 2013b) y trouvent des densités

de lombrics plus faibles en AB qu'en AC. Urruty et al. (2013b) soulignent également le fait que si les teneurs en carbone et en azote total sont souvent meilleures en AB, ce n'est pas le cas des taux de nitrates et de phosphore biodisponible, ce qui explique selon eux en partie les rendements plus faibles régulièrement constatés.

S'agissant de la qualité de l'eau, Niggli et al. (2007) citent l'étude menée à l'échelle européenne par Stolze et al. (2000), concluant à des taux de lessivage de nitrates de 40 à plus de 60 % inférieurs selon les types de sols dans les exploitations biologiques. Urruty et al. (2013b) proposent une revue plus détaillée sur ce thème. Les pertes nitriques réduites en AB, constatées par Niggli et al. (2007), sont observées dans les sept recherches étrangères étudiées par les auteurs, ainsi que dans les quatre études françaises, ce qui s'explique non seulement par les seuils normatifs, mais aussi par la mise en œuvre de pratiques non exclusives de l'AB mais très répandues sur ces exploitations comme la diversification des cultures ou la couverture hivernale des sols. Par ailleurs, selon les mêmes auteurs, l'interdiction des produits phytosanitaires (à quelques exceptions près) entraîne une meilleure préservation de la qualité de l'eau. Toutefois, l'utilisation de certains produits minéraux (cuivre et soufre en particulier) s'avère préoccupante pour les milieux aquatiques, d'autant que plusieurs cultures en semblent hautement dépendantes (viticulture notamment).

Niggli et al. (2007) révèlent que la diversité biologique des agroécosystèmes s'avère globalement plus importante, en termes de nombres d'espèces et d'abondance des groupes d'organismes, au niveau des exploitations en AB par rapport aux fermes conventionnelles. Cette variété, valable pour les espèces sauvages autant que pour les espèces cultivées, est, selon les auteurs, un des facteurs fondamentaux pour une protection efficace des cultures en AB contre les maladies, les parasites et les ravageurs. Si ces résultats sont tirés d'un nombre limité d'articles, ils sont néanmoins confirmés par la plus large revue entreprise par Urruty et al. (2007b), assise sur sept études internationales dont des méta-analyses, qui concluent à une plus grande richesse spécifique et à une abondance plus importante de la faune et de la flore dans les exploitations biologiques. De manière plus fine, cette diversité est davantage observée pour les espèces peu ou pas mobiles, particulièrement sensibles aux modes de production très encadrés par la norme AB. Elle l'est également, mais dans une moindre mesure, pour les espèces mobiles, dépendantes de la diversité des habitats. Les structures agroécologiques sont proportionnellement plus présentes en AB par rapport à l'AC mais ne sont pas systématiques (car non obligatoires comme constaté en *supra*), ce qui explique la plus grande hétérogénéité des résultats.

Concernant les consommations des exploitations enfin, Urruty et al. (2013a) mettent en évidence le fait qu'en France, comme à l'international, les consommations directes d'énergie sur les exploitations peuvent être supérieures selon les cultures, mais que l'énergie totale consommée est quasi-systématiquement favorable à l'AB. Ceci est dû en grand partie à la moindre consommation d'énergie indirecte, conséquence de l'interdiction d'utiliser des engrais minéraux de synthèse notamment. Cependant, dans le cas de certaines cultures, les études concluent à des rapports inverses. C'est le cas de la viticulture et de l'arboriculture par exemple, qui peuvent employer des quantités importantes de carburant pour gérer l'enherbement et répéter les traitements phytosanitaires, moins efficaces qu'en AC. Niggli et al. (2007) se sont intéressés par ailleurs aux articles portants sur la consommation d'eau des exploitations agricoles. Les quelques études mentionnées mettent en évidence un moindre ruissellement des eaux pour celles en AB relativement à celles en AC, des résultats qui s'expliquent majoritairement par la mise en œuvre de pratiques favorables, comme le maintien quasi permanent d'un couvert (cultures ou résidus), ou la rareté des labours. Urruty et al. (2013a) constatent les mêmes tendances dans la (rare) littérature traitant du sujet.

Les constatations de ces études bibliographiques mettent donc globalement en évidence une meilleure performance environnementale des cultures biologiques par rapport aux cultures conventionnelles, pour tous les aspects étudiés, qui correspondent aux domaines pris en compte dans les cahiers des charges de l'AB. Ces résultats n'étant cependant pas évalués dans une dimension systémique, il s'avère impossible de déterminer, en l'état actuel des analyses, si ces améliorations environnementales favorisent le fonctionnement des écosystèmes de manière significative, dans une optique de multifonctionnalité et de résilience écologique. En l'absence de cibles de gestion précises en lien avec ces objectifs – et d'un suivi rigoureux – les conséquences écologiques de l'AB peuvent se limiter à une amélioration des conditions environnementales insuffisante pour assurer la viabilité des écosystèmes.

# 4 Quelle efficacité économique des approches volontaires ?

La dernière section de notre chapitre se consacre à l'évaluation et l'analyse de l'efficacité économique des approches volontaires (AV). Pour ce faire, nous nous reposons sur le panel d'AV de gestion écosystémique adopté dans la section précédente. Après avoir exposé nos choix méthodologiques dans une première sous-section, nous passons en revue dans les quatre sous-sections qui suivent les AV sélectionnées pour déterminer, via une étude de la littérature, si elles s'inscrivent dans nos contraintes de viabilité économique.

## 4.1 Choix méthodologiques

Pour les mêmes raisons que celles mentionnées dans la section précédente (cf. sous-section 3.1.1), nous nous appuyons, pour conduire notre évaluation de l'efficacité économique des AV, sur le même panel que celui employé pour l'étude de l'efficacité écologique de leurs mesures de gestion, centré sur les AV de gestion écosystémique employées à large échelle. Pour rappel, cette sélection est composée des instruments suivants : la norme de systèmes de management environnemental ISO 14001, les paiements pour services écosystémiques (PSE), la certification *Forest Stewardship Council* (FSC), et le règlement volontaire d'Agriculture Biologique (AB).

De nombreuses études portant sur l'efficacité économique des instruments de régulation se sont intéressées à leur efficience, et plus précisément à la capacité de la démarche à minimiser les coûts globaux de la régulation (OCDE, 2003). Les AV, par la forte implication des agents régulés qu'elles supposent, sont souvent présentées comme susceptibles de faire émerger des solutions d'atteinte des objectifs environnementaux innovantes et moins coûteuses (Mzoughi, 2005). Si plusieurs études ont cherché à vérifier cette prétendue propriété des AV (OCDE, 2003 ; Grolleau et al., 2004), nos travaux n'ont pas ici vocation à traiter de ces questions, qui sortent du cadre de nos objectifs de viabilité des systèmes socio-écologiques (SSE). Pour rappel, la contrainte essentielle de la viabilité des organisations a été définie comme leur capacité à générer un profit (ou a minima à respecter un équilibre budgétaire, s'agissant des administrations publiques et organisations non lucratives) (cf. Chapitre 1, sous-section 2.2). La dimension de l'efficacité économique qui nous intéresse donc principalement dans cette section correspond à la capacité des instruments sélectionnés à « générer des bénéfices supérieurs aux coûts de [leur] mise en place » (Grolleau et al., p.474), dimension que nous étudions au travers d'une revue de la littérature.

## 4.2 Efficacité économique de la norme ISO 14001

Dans les cercles académiques, les débats portant sur la capacité théorique de l'ISO 14001 à représenter un instrument économiquement efficace, c'est à dire capable a minima de compenser les coûts nécessaires à sa mise en œuvre, voire de les dépasser, sont apparus depuis l'établissement de la norme au milieu des années 1990. Pour certains auteurs, la norme serait à l'origine de bénéfices variés pour l'organisation, principalement de réduction des coûts de gestion des déchets, d'économies relatives aux consommations d'énergie et de matières, d'une amélioration de son image, d'économies de coûts relatifs à la réglementation, et d'une amélioration des relations avec certaines parties prenantes. Ces avantages potentiels peuvent ainsi mener à une réductions des coûts, et / ou à une amélioration des performances financières et économiques des firmes impliquées (Heras-Saizarbitoria et al., 2011). Les autres points de vue sont plus critiques par rapport aux systèmes de management environnemental. Ils considèrent que ces instruments représentent des outils davantage dédiés à la gestion de l'image de l'entreprise qu'à celle de ses performances environnementales ou financières (De Jong et al., 2014). Dans ces circonstances, l'organisation ne serait pas en situation de compenser les coûts d'adoption de la norme, en particulier sur le court terme (He et al., 2015). Pour arbitrer entre ces opinions théoriques, de nombreuses études ont cherché à clarifier empiriquement les relations entre adoption de l'ISO 14001 et performance économique des organisations.

De la même manière que nous l'avons constaté pour la littérature dédiée à l'analyse de la performance écologique de l'instrument, ces études peuvent être classées en deux catégories : celles qui exploitent des données déclaratives des organisations, et celles qui s'appuient sur des informations objectives, par exemple issues des administrations publiques ou des bases de données commerciales.

Les premières, qui s'avèrent majoritaires (Lo et al., 2012 ; Heras-Saizarbitoria et Boiral, 2013), produisent des résultats variés. Certaines concluent à une amélioration des résultats financiers des organisations consécutivement à l'adoption de la norme ISO 14001 (e.g. Montabon et al., 2000, Melnyk et al., 2003, cités dans De Jong et al., 2014), alors que d'autres ne mettent en évidence que de très faibles – voire aucune – conséquences économiques (Jiang et Bansal, 2003, Russo et Harrison, 2005, King et al., 2005, cités dans De Jong et al., 2014). Outre l'hétérogénéité méthodologique de ces publications, qui rend délicate l'intégration de leurs résultats, la limite principale de ces recherches tient au fait qu'elles sont soumises à un biais important. Selon de nombreux auteurs (Podsakoff et Organ, 1986, Wayhan et Balderson,

2007, Nawrocka et Parker, 2009, cités dans Heras-Saizarbitoria et al., 2011), les données déclaratives peuvent être altérées par l'intérêt pour le répondant – ici le responsable des questions environnementales au sein de l'organisation considérée – à fournir des informations surévaluées. Nous suivons donc les recommandations de ces auteurs en nous appuyant davantage sur les études qui emploient des données financières objectives.

Notre revue de la littérature révèle leur séparation en deux sous-catégories, selon que la performance économique des organisations est approchée à travers leur valeur boursière ou via des indicateurs comptables (De Jong et al., 2014). Les premières s'intéressent aux effets que l'annonce de la certification ISO 14001 produit sur la valeur de marché de l'organisation considérée, et aboutissent à des résultats divergents (influence positive pour Aarts and Vos, 2001, Jacobs et al., 2010, cités dans De Jong et al., 2014, et pour Feng et al., 2014 ; influence négative ou neutre pour Paulraj et De Jong, 2011, cité dans De Jong et al., 2014, pour Canon-de-Francia et Garces-Ayerbe, 2009, et pour Lin et Liu, 2011). Elles présentent par ailleurs un intérêt modéré dans le cadre de nos travaux, dans la mesure où elles se focalisent sur les effets économiques de court terme de la norme, et en particulier sur ses conséquences en termes d'image pour les investisseurs.

La seconde catégorie d'articles, qui s'intéresse aux impacts comptables de l'adoption des SME certifiés ISO 14001, représente selon nous le secteur bibliographique le plus révélateur des effets économiques de la norme sur les organisations. Malgré leur relative variété méthodologique, les études qu'elle regroupe d'une part se basent sur des analyses statistiques d'échantillons importants et peuvent donc s'avérer représentatives, et d'autre part mobilisent des indicateurs susceptibles de capter l'intégralité des bénéfices pouvant être générés par la norme (augmentations des revenus – via entre autres une amélioration de l'image – et diminutions des coûts). Les revues de littérature proposées ne permettent cependant d'identifier que de rares articles traitant de ces questions : Zhao, 2008, Lee et al., 2008, cités De Jong et al., 2014 ; Watson et al., 2004, cité dans Heras-Saizarbitoria et al., 2011. Chacune de ces recherches conclut par ailleurs à des effets défavorables ou neutres de la mise en place des SME sur la performance financière des organisations.

Une étude complémentaire de la bibliographie nous permet de révéler une littérature récente relativement abondante sur ce sujet, dont les résultats sont présentés dans le Tableau 10 (cf. *infra*). Cette collection illustre, en premier lieu, le fort développement de la recherche empirique basée sur des données objectives, et ce, dans de nombreuses régions du monde, ainsi que la propension intéressante des auteurs à étudier les impacts financiers sur le long terme et sur de vastes panels d'organisations. Leurs résultats sont également riches de sens,

tout du moins en apparence. En effet, la grande majorité des études analysées établissent des corrélations positives entre la mise en œuvre de l'ISO 14001 et la performance des organisations (c'est le cas de neuf études sur 12, les trois autres concluant à des effets économiques neutres de la norme). Notons également que sur les trois études qui ont cherché à établir des distinctions entre effets de court et de long terme (De Jong et al., 2014 ; Teng et al., 2014 ; Peiro-Signes et al., 2013), deux ont démontré davantage d'efficacité économique sur le long terme. Sue ce point, Teng et al. (2014) expliquent que les retombées financières des SME, souvent liées à certains actifs intangibles, peuvent ne s'exprimer qu'au-delà d'un certain temps, au cours duquel prévalent surtout pour l'organisation les coûts d'implémentation du système. Cet argumentaire permet aux auteurs d'expliquer une partie de l'importante hétérogénéité des résultats des recherches antérieures, non exclusivement inscrites sur le long terme.

Ces conclusions doivent toutefois être considérées avec prudence, en raison ici aussi de la portée non exhaustive de notre revue bibliographique, ainsi que des considérations techniques suivantes :

- les études concernées diffèrent par les indicateurs employés : il n'existe pas d'unanimité sur celui ou ceux qui représentent le mieux la performance économique, bien que l'indicateur le plus employé soit la rentabilité des actifs (employé dans cinq études sur 12) ;
- les méthodes d'analyse varient également : la plus grande part des études s'emploie à comparer un groupe d'organisations certifiées à un autre groupe « témoin » considéré équivalent (c'est le cas de Chang et Bell, 2000 ; Heras-Saizarbitoria et al. 2011 ; Ferron et al., 2012 ; Yang et Yao, 2012 ; De Jong et al., 2014 ; Peiro-Signes et al., 2013), les autres recherchent par exemple des anomalies dans l'évolution des indicateurs analysés (Lo et al., 2010), ou mobilisent divers modèles mathématiques (Tole et Koop, 2013) ;
- certaines recherches ne concernent que des groupes sectoriels très précis (Chang et Bell, 2000 ; Lo et al., 2010 ; Tole et Koop, 2013 ; Peiro-Signes et al., 2013) et sont donc difficilement généralisables ;
- quatre études sur les 12 analysées portent sur des périodes relativement courtes (cinq années au plus pour Chang et Bell, 2000 ; Heras-Saizarbitoria et al. 2011 ; Yang et Yao, 2012 ; He et al. 2015), et trois d'entre elles portent sur des échantillons restreints (moins de 100 entreprises pour Chang et Bell, 2000 ; Lo et al., 2010 ; Tole et Koop, 2013 ; Peiro-Signes et al., 2013), avec des résultats donc de moindre significativité.

| Auteur(s) et date | Organisations étudiées | Indicateurs de performance économique | Temporalité | Résultat |
|---|---|---|---|---|
| Chang et Bell, 2000 | 60 firmes taiwanaises dont 20 certifiées | Nombreux indicateurs dont la rentabilité des capitaux investis et la rentabilité des capitaux propres | 1995 - 1997 | (+) Résultats positifs pour les deux indicateurs |
| Feng et al., 2014 | | Valeur boursière et rentabilité des actifs | 2000 - 2011 | (+) Résultats positifs pour les deux indicateurs |
| Ferron et al., 2012 | 357 entreprises brésiliennes | Revenu net annuel, EBITDA (Earnings before Interest, Taxes, Depreciation, and Amortization) | 1996 - 2008 | (+) Résultats positifs sur les deux indicateurs |
| He et al., 2015 | 1268 firmes chinoises dont 14 % sont certifiées | Rentabilité des actifs, rentabilité des capitaux propres, rentabilité des ventes | 2004 - 2007 | (0) Impact économique non significatif |
| Heras-Saizarbitoria et al., 2011 | 268 entreprises espagnoles | Chiffre d'affaires (CA), rentabilité des actifs | 2000 - 2005 | (0) Pas de résultats positifs |
| De Jong et al., 2014 | 301 entreprises certifiées américaines | Chiffre d'affaires (CA) et bénéfice | 1996 - 2005 | (+) Impact mineur sur les bénéfices sur le court terme, augmentation du CA et des bénéfices sur le long terme |
| Lo et al., 2010 | 61 entreprises certifiées américaines | Indicateurs variés dont la rentabilité des actifs, la rentabilité des ventes, l'augmentation des ventes | 1998 - 2007 | (+) Résultats positifs sur les trois années qui suivent la certification |
| Nishitani, 2010 | 871 firmes japonaises | Valeur ajoutée (VA) | 1996 - 2007 | (+) Augmentation de la VA via une augmentation de la demande et une amélioration de la productivité |
| Peiro-Signes et al., 2013 | 66 entreprises certifiées espagnoles | Evolution des revenus et des recettes | 1996 - 2009 | (0) Aucune différence significative pour les deux indicateurs sur le court, moyen et long terme |

**Tableau 10. Comparaison d'une sélection d'études traitant de l'efficacité économique de la norme ISO 14001.**

| Auteur(s) et date | Organisations étudiées | Indicateurs de performance économique | Temporalité | Résultat |
|---|---|---|---|---|
| Teng et al., 2014 | 341 entreprises certifiées taiwanaises | Plusieurs indicateurs dont la rentabilité des actifs et la rentabilité des capitaux propres | 1996 - 2008 | (+) Résultats négatifs sur le court terme et positifs sur le long terme |
| Tole et Koop, 2013 | 99 entreprises de toutes nationalités | | 1992 - 2007 | (+) Résultats positifs ou neutres selon les modèles employés |
| Yang et Yao, 2012 | Entre 1169 et 400 entreprises chinoises selon les années | Taux de profit | 2000 - 2005 | (+) Résultats positifs |

**Tableau 10 (suite).**

Il convient en outre de mentionner les arguments de Heras-Saizarbitoria et al. (2011), qui stipulent que les liens de causalité ne sont, dans de nombreuses études, souvent pas établis. En effet, comment savoir si les meilleurs résultats économiques observés sont exclusivement attribuables à la mise en œuvre de la norme ? N'est-il pas légitime de penser que ce sont justement les entreprises les plus efficaces financièrement qui peuvent se permettre d'appliquer ce type de dispositif, souvent coûteux à déployer ? La recherche des auteurs, en plus de mettre en évidence une relation neutre entre l'obtention de la certification et la performance des 268 entreprises suivies sur une période de cinq années, démontre que les entreprises dont la performance financière est au-dessus de la moyenne ont davantage tendance à rechercher la certification ISO 14001. Cette question, qui rejoint les problèmes d'endogénéité évoqués précédemment (cf. sous-section 3.2.2), semble encore peu traitée dans la littérature, et pourrait remettre en question les résultats de nombreuses études portant sur l'efficacité économique de la norme.

Pour conclure, de nombreuses recherches, parmi les plus récentes, semblent confirmer que la norme ISO 14001 conduit à une amélioration de la performance financière de nombreuses organisations. La norme ne semble, en tout état de cause, pas de nature à léser économiquement les organisations sur le long terme. En effet, notre analyse ne révèle, en ce qui concerne les études récentes dont les résultats sont les moins favorables (et basées sur des données objectives comptables), qu'un effet économique neutre de la norme dans le temps.
Il conviendrait cependant d'identifier précisément les mécanismes permettant à l'ISO 14001 de générer de la valeur, ceci dans le double objectif de clarifier la controverse mise en évidence par Heras-Saizarbitoria et al. (2011) – s'interrogeant sur le sens de la relation de causalité entre SME et performance environnementale (cf. *supra*) – et de permettre aux organisations d'assurer leur viabilité économique lors de la mise en œuvre de cet instrument. Ces considérations rejoignent d'une certaine manière celles d'autres auteurs qui s'intéressent à l'efficacité environnementale des SME (Nawrocka et Parker, 2009), qui recommandent de rechercher davantage les circonstances qui conduisent l'instrument à être efficace plutôt que de chercher à déterminer s'il l'est ou non.

## 4.3 Efficacité économique des paiements pour services écosystémiques

Pouvoir estimer les incidences financières des PSE nécessite de connaître le mécanisme économique précis qui anime ces instruments, et qui détermine le niveau de ces paiements. Peut-on définir, en l'absence de standards formels, ce niveau de manière générique ?

Selon la MEB (2014b), les montants des PSE doivent se situer entre une valeur minimale requise, correspondant aux coûts d'opportunité du gestionnaire ou à ses coûts de mise en œuvre des nouveaux usages des sols, et un maximum théorique, équivalant aux bénéfices totaux potentiellement perçus par les sociétés humaines et retirés de l'écosystème en question (au travers des services écosystémiques (SE)). Karsenty et al. (2009) précisent cependant qu'il n'est souvent ni pertinent, ni réalisable de baser le niveau des transactions sur la valeur des SE (en raison par exemple de l'existence de valeurs non monétaires associées à la biodiversité, ou des limites actuelles des techniques d'évaluation). Il en résulte donc dans la pratique « une dissociation entre les exercices d'évaluation monétaire des services écosystémiques et la pratique des PSE, tout comme en économie on peut établir une distinction entre la valeur et le prix » (p.8). Le montant des paiements est ainsi communément aligné sur les coûts d'opportunité lorsque le gestionnaire se voit gelé certains droits d'usage (coûts d'option ou coûts de renoncement, correspondant au montant auquel un agent renonce lorsqu'il procède à un choix), ou sur les coûts de mise en œuvre dans les cas où des changements d'usage des sols sont requis. A ces sommes payées aux gestionnaire(s) par le(s) bénéficiaires s'ajoutent également pour ces derniers les coûts de transaction associés aux programmes, correspondant aux coûts de la coordination entre les agents (Wunder et al., 2008).

L'aspect transactionnel des PSE met en jeu deux catégories d'agents, la question des incidences économiques de cet instrument se pose donc tout autant pour les gestionnaires d'écosystèmes que pour bénéficiaires de SE qui les rémunèrent. Nous nous intéresserons dans un premier temps à la viabilité économique des gestionnaires pour évaluer ensuite celle des bénéficiaires.

### 4.3.1 Efficacité économique des paiements pour services écosystémiques pour les gestionnaires

Nous cherchons ici à répondre au questionnement suivant : les programmes de PSE permettent-ils a minima de compenser les coûts subis par les gestionnaires du fait de la mise en place des mesures jugées souhaitables pour la provision des SE (coûts d'opportunité ou coûts de gestion) ?

L'aspect volontaire de la participation des agents gestionnaires dans les projets de PSE conduit à penser qu'en théorie, leur engagement signifie que les montants proposés sont jugés profitables de leur point de vue (Wunder et al., 2008). En effet, si le programme et les paiements associés n'apparaissent pas efficaces, ils sont supposés refuser d'y prendre part ou s'en extraire (Engel et al., 2008). La question résiduelle serait alors de savoir à quel niveau de

bénéfice ils se situent, le minimum étant une stricte compensation de leurs « surcoûts » et donc un *statu quo* relativement à leurs revenus.

L'examen des cas sélectionnés par Wunder et al. (2008) indique que la plupart des programmes ont procuré aux gestionnaires des profits surpassant légèrement leurs coûts d'opportunité, mais de manière tellement marginale que les auteurs considèrent qu'aucun n'a réellement produit d'amélioration significative sur les niveaux de revenus des participants. Selon les auteurs, ces résultats ne doivent toutefois pas être sous-estimés, dans la mesure où ces faibles plus-values peuvent représenter des changements importants lorsqu'aucune autre alternative de revenus n'est disponible, et en raison des bénéfices non monétaires induits par les projets (sécurité foncière, amélioration de la santé, etc.).

Dans leur revue plus conséquente, comprenant plus d'une centaine de projets, Hejnowicz et al. (2014) indiquent que la moitié d'entre eux semble avoir produit un accroissement des revenus des gestionnaires. Parmi les études dans lesquelles des données monétaires sont accessibles, près de 30 % d'entre elles révèlent des augmentations de revenus situées entre zéro et 50 %, et huit pourcent révèlent des augmentations de plus de 50 %. Une donnée intéressante, dans le cadre de nos travaux, aurait été de savoir si les autres programmes, c'est-à-dire ceux qui n'ont pas permis aux gestionnaires d'accroître leurs revenus, n'ont simplement pas changé le niveau de profitabilité des organisations, ou si, au contraire, il a réduit leur performance économique. Les considérations théoriques que nous avons mentionnées en *supra* ainsi que les résultats des cas étudiés par Wunder et al. (2008) nous orienteraient plutôt pour la première hypothèse, mais aucune précision n'est communiquée par les auteurs.

Si ces informations suggèrent que les PSE sont de nature à accroître ou à faire stagner les revenus des organisations gestionnaires plutôt qu'à induire leur diminution, il est important de mentionner le fait que dans de nombreux cas, et notamment dans ceux impliquant des populations pauvres, la stricte compensation des coûts d'opportunité « ne correspond même pas au minimum vital nécessaire » (Karsenty et al., 2009, p.15). Ce mode de détermination des paiements peut provoquer par ailleurs d'autres effets préjudiciables sur le long terme, particulièrement du point de vue écologique : il crée un système de gestion environnementale vertueuse (ou supposé comme tel) exclusivement conditionné par l'occurrence des paiements. Lorsque le projet touche à son terme, les dégradations sont fortement susceptibles de réapparaitre car les conditions d'un développement alternatif n'ont pas été garanties (MEB, 2014a). Ainsi les PSE, dans leur configuration traditionnelle, ne peuvent se prévaloir de représenter des instruments à la fois de conservation et d'aide au développement. Pour avancer en ce sens, plusieurs publications (Karsenty et al., 2009 ; MEB, 2014a ; MEB, 2014b)

suggèrent de passer d'une logique de compensation de coûts à une logique d'investissement (par exemple via le financement de techniques permettant d'augmenter la productivité sans besoin de nouveaux défrichements). Ce processus, s'il peut s'avérer plus coûteux sur le court terme, laisse entrevoir des perspectives économiques intéressantes pour les bénéficiaires, d'une part car ces derniers peuvent avoir accès à de nouveaux crédits liés à l'aide au développement, de l'autre car les paiements n'ont plus vocation à être versés indéfiniment en guise de compensation (problème majeur des PSE), sans compter les capacités d'adaptation aux changements que peuvent offrir de telles démarches.

### 4.3.2 Efficacité économique des paiements pour services écosystémiques pour les bénéficiaires

La question que nous abordons maintenant est celle de la rentabilité des PSE pour les acteurs qui en sont à l'origine, qu'ils soient bénéficiaires directs ou organismes faisant office d'intermédiaires, en raison du grand nombre de bénéficiaires. En d'autres termes, les avantages qu'ils retirent au travers des SE, consécutivement à la mise en œuvre du PSE, permettent-ils a minima d'égaliser les sommes investies dans le programme ?

Deux principales configurations pouvant engendrer des situations défavorables pour les bénéficiaires sont décrites dans l'article de Engel et al. (2008). La première représente les situations dans lesquelles les paiements réalisés auprès des gestionnaires sont insuffisants pour induire l'adoption des pratiques souhaitées, entrainant le maintien des usages des sols défavorables et l'inexistence des SE désirés. Dans la seconde, les paiements permettent de conduire à la provision des SE visés, mais leurs montants surpassent la valeur monétaire qui en est retirée par les bénéficiaires. Si les premiers cas, produits par la recherche d'efficacité économique par les bénéficiaires, peuvent être évités par des stratégies de paiements différenciés (selon les coûts subis par les gestionnaires) ou de ciblages des gestionnaires clés, l'analyse des seconds et l'identification de solutions pour y remédier s'avèrent plus délicates, si bien que dans ces situations, la conséquence est souvent celle d'un arrêt des programmes. L'apparition de coûts trop élevés peut en effet être due à différents paramètres : coûts de démarrage du programme (Wunder et al., 2008) ; coûts de transaction (clarification des droits de propriété, rémunération d'intermédiaires, mécanismes de contrôle, etc. ; Karsenty et al., 2009) ; coûts d'opportunité (dus à la pression économique, Karsenty et al., 2009, MEB, 2014b).

D'autres risques relatifs à l'efficacité des PSE sont mentionnés par les spécialistes, en particulier celui du manque d'additionnalité des projets, c'est à dire le fait de rémunérer des

changements de pratiques qui auraient eu lieu même en l'absence du programme de PSE. Bien que ces conditions engendrent des problèmes davantage liés à l'efficience, ils peuvent également être à l'origine d'inefficacités économiques, dans le sens où ils réduisent les fonds disponibles pour la rémunération d'autres potentiels gestionnaires clés, et peuvent ainsi fragiliser l'occurrence des SE (Engel et al., 2008).

La possibilité d'identifier de manière effective ces décalages entre coûts et bénéfices, ces hypothétiques inefficacités du point de vue des bénéficiaires, s'avère souvent très limitée, en raison de la difficulté à évaluer précisément les bénéfices économiques des SE (Engel et al., 2008). Si bien que rares sont les études qui en proposent des estimations. Blackman et Woodward (2010) s'appuient sur les perceptions des bénéficiaires relativement à la performance des projets auxquels ils participent, et recueillent des impressions plutôt favorables. Mais ces résultats ne doivent pas être interprétés trop largement, car les auteurs s'appuient sur un nombre limité de bénéficiaires, dans des conditions administratives particulières (projets portés par les pouvoirs publics costaricains), et avec les biais propres aux données déclaratives, déjà mentionnées précédemment. Ils contrastent d'ailleurs nettement avec ceux de l'importante revue de littérature de Hejnowicz et al. (2014) : dans 48 % des articles étudiés, les auteurs estiment que la viabilité financière des bénéficiaires représente une barrière majeure pour la poursuite des programmes, si bien que plusieurs projets naissants ont été abandonnés pour cause de financements insuffisants. D'autre part, les financements additionnels apparaissent souvent comme une source essentielle de capital : Hejnowicz et al. (2014) mentionnent que 74 % des projets passés en revue reçoivent des financements externes. Ce constat résonne avec les observations de Wunder et al. (2008) qui, traitant des importants coûts de démarrage des programmes, constatent que pour les surpasser, soit les bénéficiaires profitent d'apports financiers externes, soit ils s'appuient sur la provision de SE de très grande valeur (cas de l'entreprise Vittel : cf. Mzoughi, 2005 ; Perrot-Maître, 2006).

Considérées globalement, ces données suggèrent qu'une part non négligeable des PSE se trouve dans des situations proches du second cas exposé par Engel et al. (2008) (voir *supra*), à savoir que les coûts qui y sont supportés par les bénéficiaires pour en assurer l'efficacité environnementale surpassent les avantages que ces derniers en retirent.

Pour conclure sur la performance économique des PSE, l'analyse de la littérature nous apprend que d'une part, la viabilité des gestionnaires est généralement préservée par rapport à leur situation antérieure et que d'autre part, bien que celle des bénéficiaires soit plus délicate à évaluer, les aides financières dont la plupart des programmes bénéficient semblent traduire

des difficultés budgétaires avérées. La capacité des programmes à être conduits sur le long terme constitue un autre enjeu important des PSE, et potentiellement une limite importante à la fois pour leur efficacité du point de vue économique mais aussi environnemental. C'est pourquoi une option intéressante selon nous, défendue par plusieurs auteurs, serait de considérer ces approches non plus comme des instruments de gestion pérennes, mais comme des outils de transition pour les gestionnaires vers de nouveaux modèles, viables économiquement et écologiquement.

## 4.4 Efficacité économique de la certification FSC

La viabilité économique de long terme représente une considération majeure des référentiels FSC. Pour rappel, le Principe 5 stipule dans le standard français publié en 2009 que « la gestion forestière doit encourager l'utilisation des différents produits et services de la forêt pour en garantir la viabilité économique » (Bureau Veritas Certification, 2009, p.9), une formulation proche de celle employée dans les standards de 2014-2015 (FSC, 2014b ; FSC, 2015). Et plusieurs indicateurs de gestion ont pour objet de garantir cette viabilité économique :

- « [l]a forêt est aménagée et exploitée pour fournir un panel aussi divers que possible de produits et services, et le cas échéant évite toute dépendance vis-à-vis d'un seul produit forestier » (Bureau Veritas Certification, 2009, p.9, indicateur 5.4.1) ;
- « [l]es taux de prélèvements des différents produits forestiers sont calculés afin d'assurer la pérennité des ressources » (Bureau Veritas Certification, 2009, p.9, indicateur 5.6.1) ;
- « [l]es budgets allouent des fonds suffisants à la mise en œuvre du Document de Gestion afin de […] garantir la viabilité économique à long terme » (FSC, 2014b, p.38, indicateur 5.5.1).

Plusieurs articles se sont intéressés aux impacts économiques effectifs de la certification FSC sur les exploitations forestières.

La revue de littérature de Blackman et Rivera (2011) bien que non exclusivement focalisée sur la norme FSC, s'est avérée riche et édifiante. Les auteurs cherchent, en passant en revue les articles scientifiques traitant de cinq certifications environnementales précises, à les distinguer selon le niveau de rigueur des analyses (et selon la nature des certifications), pour proposer une synthèse des résultats sur la performance écologique et environnementale des certifications étudiées. Comme nous l'avons constaté dans notre étude de la norme ISO 14001 (cf. sous-section 4.2), différents types d'approches sont employés pour approcher l'efficacité

économique (ou environnementale) des AV, approches dont la rigueur et la solidité des résultats varient. Blackman et Rivera (2011), après avoir exclu les articles généraux et ceux basés sur des donnée secondaires, classent les recherches les plus pertinentes en trois catégories. La première, considérée comme la moins rigoureuse, comprend des études qualitatives, s'appuyant sur des données déclaratives et ne cherchant pas à établir de scénario contrefactuel. Les deux autres, « modérément rigoureuse » et « rigoureuse », se basent sur des informations quantitatives, en comparant les résultats d'entreprises certifiées à d'autres résultats supposés représenter ceux qui auraient été produits en l'absence de certification (scénarios contrefactuels, groupes contrôles). Elles diffèrent justement dans la méthode choisie pour définir ces scénarios : la récolte des résultats obtenus avant la certification pour celle considérée comme la moins rigoureuse, et pour la catégorie « rigoureuse » la constitution de groupes contrôles crédibles constitués d'organisations non certifiées comparables selon plusieurs critères au panel d'organisations certifiées choisi.

S'agissant de la certification FSC, Blackman et Rivera (2011) identifient neuf études, dont aucune ne correspond aux critères des plus rigoureuses, mais dont trois parmi celles « modérément rigoureuses » traitent de l'efficacité économique de la norme (Hartsfield et Ostermeier, 2003, Rickenbach et Overdevest, 2006, Humphries and Kainer, 2006, cités dans Blackman et Rivera, 2011). Les résultats des deux premières, confirmés par ailleurs par ceux des études qualitatives (Cubbage et al., 2003, Markopoulos, 2003, McDaniel, 2003, Quevedo, 2007, cités dans Blackman et Rivera, 2011), démontrent que la certification FSC ne favorise généralement pas ou très peu les producteurs du point de vue économique, mais peut produire des bénéfices moins tangibles comme la formation de capital humain et l'amélioration de l'image de l'entreprise.

Nous identifions, dans notre étude, deux autres articles traitant de la performance économique de la certification FSC, dont les résultats corroborent la tendance relatée par la publication de Blackman et Rivera (2011). Boulash et al. (2010), en comparant un groupe d'entreprises certifiées (plusieurs certifications forestières confondues) à un groupe contrôle sur leurs performances boursières, n'observent pas d'impact financier des normes environnementales forestières sur le court terme. Sur le long terme, en outre, ils constatent que les entreprises ayant obtenu une certification promue par l'industrie forestière sont économiquement désavantagée, ce qui n'est pas le cas de celles certifiées FSC. Araujo et al. (2009), en fondant leur étude sur des données déclaratives, révèlent que la certification FSC avantage peu les forestiers au travers d'avantages économiques, mais que les avantages non économiques qu'ils en retirent sont plus significatifs (confiance du public, amélioration des

pratiques et systèmes de gestion, identification de non-conformités, meilleure communication avec les parties prenantes).

Les résultats économiques de la certification FSC observés dans la littérature passée en revue s'avèrent ainsi relativement concordants et suggèrent que la mise en œuvre du standard dans les exploitations forestières ne conduit généralement pas à léser économiquement ces organisations (ni à les avantager), mais préservent leur viabilité économique et leur apportent d'autres avantages non monétaires.

## 4.5 Efficacité économique de la certification Agriculture Biologique

Les recherches qui se sont intéressées aux performances économiques des exploitations agricoles biologiques sont nombreuses, ce thème étant traité dans la littérature depuis près de trente ans, avec une multiplication importante des publications à partir du début des années 1990, comme l'indique la bibliographie de la publication d'Offerman et Niemerg (2000).

Pour répondre à nos questionnements, nous pouvons donc nous appuyer sur cet important corpus, et en particulier sur les revues de littérature consacrées à ce sujet, relativement nombreuses et exhaustives. Celles réalisées récemment par Greer et al. (2008), Nemes (2009) et Latruffe et al. (2013) permettent de capter une part importante de la bibliographie, s'avèrent complémentaires dans leurs analyses, et se rejoignent sur certaines conclusions. Aussi, nous nous baserons essentiellement sur leurs résultats pour construire notre jugement. Ces trois publications partagent le même objectif, conforme à celui des études dont elles se proposent de faire la synthèse : comparer la performance économique des exploitations agricoles certifiées biologiques à celle des exploitations conventionnelles. Un objectif plus général, qui coïncide avec notre problématique, ressort cependant du travail de comparaison de Greer et al. (2008) : celui de déterminer simplement si les fermes en AB sont viables économiquement.

Les articles analysés au sein des trois revues précitées étudient la performance économique des entreprises agricoles à l'aune de leur rentabilité, représentée shématiquement par la différence entre les recettes (produit des quantités récoltées par leur prix de vente) et les ressources utilisées pour générer ces recettes. Plusieurs facteurs interviennent par ailleurs dans l'apparition des profits, notamment l'existence d'aides publiques à la production agricole, et l'importance des coûts de production. Les revues que nous avons sélectionnées étudient indépendamment différents éléments constitutifs de la profitabilité et aboutissent pour chacun à des conclusions similaires. Les rendements de l'AB s'avèrent inférieurs à ceux des exploitations conventionnelles, en raison, pour partie, de la présence non maîtrisée d'espèces

végétales indésirables (Greer et al., 2008). Les prix des denrées biologiques sont en revanche généralement supérieurs à ceux des produits issus de l'AC. Cela s'explique notamment par des consentements à payer supérieurs de la part des consommateurs et par des modalités de ventes plus profitables aux exploitants (Latruffe et al., 2013), si bien que dans certains cas ces primes représentent des parts importantes du profit des entreprises (Greer et al., 2008). L'AB bénéficie aussi souvent de coûts de production plus faibles que ceux rencontrés en AC, en raison principalement de ses moindres consommations d'intrants, et malgré des coûts de main d'œuvre supérieurs dans de nombreuses exploitations, et la forte mécanisation de certaines cultures spécifiques (Nemes, 2009). Enfin, s'agissant des subventions, la situation est loin d'être univoque. Selon Nemes (2009), les Etats-Unis apportent un soutien massif aux pratiques agricoles conventionnelles, alors que Latruffe et al. (2013) pointent en Europe, en parallèle des subventions accordées à l'AC, un soutien de plus en plus important de l'AB via les aides émanant de Politique agricole commune (PAC).

Ainsi, la question centrale des nombreux articles passés en revue est celle du niveau de chacun de ces facteurs dans les exploitations biologiques, c'est-à-dire de leur poids relatif dans la formation du profit, et de la potentielle compensation de ceux qui désavantagent les organisations (rendements plus faibles) par ceux qui les favorisent (réductions des charges, prix de vente supérieurs, etc.). Malgré leur unanimité à l'égard de ces différents éléments constitutifs de la rentabilité, considérés de manière isolée, les trois articles diffèrent dans l'interprétation des résultats globaux constatés dans la littérature. Greer et al. (2008) et Latruffe et al. (2013) considèrent que les études qui en sont à l'origine sont trop dissemblables dans leur méthodologie et que leurs résultats sont trop hétérogènes pour en dégager des conclusions claires, alors que Nemes (2009), tout en admettant les points précitées, estime qu'ils révèlent dans la majorité des cas une meilleure profitabilité de l'AB par rapport à l'AC, dans les pays développés comme dans les pays en développement.

En dehors de ces considérations générales par rapport à la performance comparée des exploitations, qui nous fournissent ici des éléments de réponse, les trois revues analysées apportent des enseignements complémentaires qu'il est intéressant de mentionner. Greer et al. (2008) insistent sur le fait qu'une composante essentielle de la profitabilité des exploitants en AB se trouve être leur bonne connaissance des principes de la culture biologique et leur mise en pratique – autrement dit la bonne compréhension du fonctionnement des agroécosystèmes et des interactions qui s'y déroulent – et leur capacité à s'appuyer sur ces mécanismes pour établir des pratiques culturales optimales et réduire leurs coûts de fonctionnement. Pour Nemes (2009), l'AB fait face, dans de nombreux contextes, à une concurrence déloyale sur le

marché, en raison à la fois des subventions versées aux exploitations conventionnelles, des aides techniques dont elles peuvent bénéficier (recherche et vulgarisation de la part des instituts de recherche), et surtout de la non prise en compte des coûts réels des produits issus de l'AC (externalités environnementales) dans les prix de marché (ou à la non intégration des « externalités positives » dans les prix des produits biologiques). Par ailleurs, l'auteure alerte sur la propension de la filière biologique à dépendre en grande partie des prix plus élevés, qui peut s'avérer dangereuse pour leur viabilité économique en cas de saturation prévisible du marché, entraînant une plus forte concurrence et une baisse des prix. Elle suggère, pour y remédier, de développer des stratégies de diversification des cultures, où des primes inférieures pourraient être attribuées à chacune. On peut également mentionner ici sa suggestion, en rapport avec les remarques qui précèdent, d'apporter des rémunérations complémentaires aux agriculteurs biologiques pour les autres SE qu'ils favorisent.

A l'issue de notre étude de la bibliographie, il apparaît délicat de se prononcer concernant la viabilité économique des entreprises certifiées AB. Si leur performance par rapport aux exploitations conventionnelles est équivoque, il apparaît néanmoins, comme le souligne Greer et al. (2008), que ce mode de production « peut représenter une alternative financièrement viable aux pratiques agricoles conventionnelles, dans certaines circonstances et certains secteurs agricoles »[19] (p. 21).

[19] Notre traduction de : *"[…] organic farming can be a financially viable alternative to conventional farming practices in a range of circumstances and farming sectors"*.

## Conclusion

Les approches volontaires (AV) représentent une catégorie hétérogène d'instruments de régulation environnementale qui ont en commun le caractère intentionnel de leur mise en œuvre au sein des organisations, la poursuite d'objectifs environnementaux supposés plus élevés que ceux des réglementations, et une prétendue meilleure efficacité économique pour les agents concernés.

Leur apparition peut être la résultante de différents facteurs d'émergence, notamment la volonté des organisations non lucratives d'aller au-delà d'exigences réglementaires jugées trop laxistes, celle des entreprises et des économistes souhaitant améliorer le rapport coût-efficacité des régulations, et la perception récente des interdépendances qui lient les organisations et les écosystèmes. Leur objectif commun peut donc être résumé comme la recherche d'une réconciliation entre profitabilité et préservation de l'environnement.

Leur mode de fonctionnement générique, bien qu'il puisse varier largement dans ses modalités particulières d'une AV à l'autre, consiste à compenser les coûts subis par l'organisation qui les met en œuvre pour réduire ses externalités environnementales, via des avantages directs ou indirects procurés par différentes parties prenantes externes.

Pour tester l'hypothèse selon laquelle ces instruments peuvent conduire au respect de nos contraintes de viabilité des SSE, nous avons réalisé une sélection des AV sur la base de critères de gestion environnementale effective (AV proposant d'influer sur les structures écosystémiques) et de représentativité (AV déployées à large échelle), et en évitant les redondances. Cette approche nous a conduit à nous concentrer sur quatre AV : la norme ISO 14001, les paiements pour services écosystémiques (PSE), la certification *Forest Stewardship Council* (FSC), et la norme d'Agriculture Biologique (AB).

La première étape de notre analyse s'est focalisée sur l'efficacité écologique des AV, et a consisté à évaluer leur capacité, en les considérant dans leur globalité, à prendre en considération l'ensemble des interactions identifiables entre les organisations et les écosystèmes (dépendances à l'égard des SE, et incidences sur les structures et processus écologiques). Notre étude des AV et de la littérature scientifique portant sur la théorie des parties prenantes nous a conduits à estimer que les AV ne proposent de gérer que certains aspects de ces interactions, précisément ceux pour lesquels il existe des intérêts utilitaristes pour les organisations qui les mettent en œuvre : les situations de dépendance des organisations à l'égard des SE d'une part (intérêt à assurer la pérennité du SE), et de l'autre les situations d'incidences sur les écosystèmes pour lesquels des revendications jugées

légitimes sont exprimées (intérêt à accéder aux demandes des parties prenantes pour récolter des bénéfices ou éviter des désavantages). Les organisations n'ont, en revanche, pas d'intérêt utilitariste à réguler leurs influences écologiques négatives sur des milieux qui ne sont revendiqués par aucun acteur jugé légitime, ce qui les conduit, dans ces contextes, à gérer leurs dommages au moindre coût (donc souvent à ne pas les gérer) et à écarter toute mise en œuvre d'AV.

Dans la seconde étape de notre analyse, nous avons cherché à la fois à évaluer la performance environnementale des AV lors de leur mise en œuvre, afin de déterminer si elle est compatible avec nos contraintes écologiques de viabilité, et à apprécier l'efficacité économique de ces instruments, c'est-à-dire leur capacité a minima à couvrir les frais ou les désavantages économiques qu'ils sont susceptibles d'occasionner.

Nous considérons, à l'issue de notre revue de la bibliographie, que les AV ne poursuivent généralement pas des objectifs permettant d'assurer la viabilité des écosystèmes. Deux des quatre outils étudiés (ISO 14001 et AB) ne recherchent notamment qu'une amélioration imprécise des conditions environnementales, avec toutefois une différence importante entre les deux : la norme de SME laisse à l'organisation le choix des paramètres environnementaux à améliorer alors que la certification AB précise les domaines visés (eau, sols, biodiversité, etc.) et même, pour certains, les niveaux à atteindre, conduisant à des probabilités plus fortes d'influer positivement sur le fonctionnement des écosystèmes. Les deux autres AV présentent des objectifs environnementaux plus précis. Les PSE visent la provision d'un SE particulier, où la dimension systémique des problématiques environnementales n'apparaît pas, alors que la norme FSC recherche la résilience des écosystèmes forestiers, en cohérence avec nos contraintes de viabilité.

Les exigences spécifiques de ces AV, les référentiels de gestion lorsqu'ils existent, s'avèrent globalement à l'image des objectifs qu'elles poursuivent. Plus ces objectifs sont exigeants du point de vue écologique, plus les spécifications de gestion sont rigoureuses et organisées : de quelques critères relatifs à l'organisation d'un système de gestion pour l'ISO 14001, à la spécification de plusieurs dizaines d'indicateurs de gestion sylvicole pour les standards FSC, comprenant pour certains des seuils normatifs et étant parfois associés à des indicateurs de surveillance de l'état des écosystèmes, permettant de suivre les effets écologiques des actions de gestion et de les moduler en conséquence dans une logique de gestion adaptative.

Les AV parviennent souvent, en revanche, à atteindre les objectifs qu'elles poursuivent. C'est en particulier le cas des AV dont les objectifs sont écologiquement imprécis. Ainsi, dans la

plupart des cas, les SME ISO 14001 induisent une amélioration, bien que parfois très faible, de certains paramètres environnementaux. L'AB aussi permet, en général, une évolution favorable des aspects visés par le référentiel (qualité de l'eau, des sols, biodiversité, etc.). La performance de ces deux AV est classiquement mesurée en comparant les niveaux des différents facteurs écologiques observés consécutivement à leur mise en œuvre, à ceux obtenus sans son déploiement. Cette efficacité est toutefois plus contrastée s'agissant des AV poursuivant des objectifs quantitatifs ou qualitatifs formels. Les PSE génèrent, d'après la littérature, davantage de résultats négatifs, c'est-à-dire qu'ils ne parviennent généralement pas à sécuriser la provision du SE recherché. Concernant la certification FSC, l'appréciation de sa performance comparée à celle de forêts non certifiées produit des résultats divergents, et il n'a pas été possible d'évaluer sa capacité à garantir la résilience des écosystèmes forestiers en raison de l'absence d'études empiriques dédiées.

Concernant l'efficacité économique des AV, nous constatons que les objectifs de viabilité économique sont globalement atteints. Les organisations qui mettent en œuvre les quatre instruments étudiés parviennent en effet, dans la plupart des cas, à compenser, voire à surpasser leurs coûts de mise en place, via des bénéfices plus ou moins directs et des contreparties plus ou moins garanties.

Les paiements directs (dans le cas des PSE) apportent une certaine assurance aux gestionnaires, mais se limitent souvent à de faibles sommes, d'où la nécessité d'identifier les gestionnaires les moins exigeants, parfois au détriment de l'efficacité environnementale. Lorsque ces rémunérations directes représentent des montants conséquents, elles ne sont envisageables que si le SE retiré par le bénéficiaire génère pour lui de forts bénéfices financiers. Ces rémunérations sont, par ailleurs, souvent coûteuses pour les bénéficiaires de SE, dont la viabilité peut être menacée.

Les rémunérations non monétaires, quant à elles, semblent remplir leur mission dans la majorité des cas (elles concernent la norme ISO 14001, et en partie la certification FSC). Elles sont toutefois moins sécurisantes et peuvent limiter la portée de l'instrument : si l'AV venait à se généraliser parmi les organisations, certains de ces avantages se réduiraient inévitablement.

Enfin, les primes (prix plus élevés, qui concernent l'AB et parfois la certification FSC) paraissent particulièrement efficaces financièrement, dans la mesure où elles sont capables de compenser même les forts coûts ou désavantages dus à la mise en place de l'AV. Elles peuvent cependant se révéler dangereuses en raison de la forte dépendance qu'elles occasionnent à l'égard d'une unique source de compensation – tout comme c'est le cas pour

les rémunérations directes. Aucun contrat ne garantit cependant la pérennité des primes : les prix plus élevés accordés par ces AV sont instables, conjoncturels, et peuvent disparaître soudainement, notamment en cas de saturation du marché.

Finalement, les AV tiennent-elles leur promesse de réconciliation entre la profitabilité des organisations et la préservation de l'environnement ?

Si l'on s'en tient à leurs objectifs environnementaux particuliers et à la lumière de nos analyses portant sur quatre d'entre elles, la réponse s'avère plutôt positive, mais cette considération est à nuancer. Ce sont en particulier les AV les moins ambitieuses du point de vue environnemental (celles qui se contentent d'une amélioration écologique imprécise et potentiellement marginale) qui permettent d'atteindre leurs cibles écologiques tout en conservant la rentabilité des organisations.

Si en revanche on considère la préservation de l'environnement au sens de la viabilité des écosystèmes, la réponse s'avère plutôt négative, aucune AV ne permettant de se conformer rigoureusement et de manière conjointe aux contraintes écologiques et économiques définies dans notre cadre de viabilité. Le cas de la certification FSC est toutefois remarquable, car malgré certains manquements dans la définition des cibles de gestion et des résultats écologiques à consolider empiriquement, elle présente le référentiel le plus aboutit du point de vue scientifique et le plus ambitieux programme de gestion, tout en présentant des résultats économiques convaincants.

**CHAPITRE 3 - LA COMPTABILITE ENVIRONNEMENTALE COMME INSTRUMENT DE GESTION DES SYSTEMES SOCIO-ECOLOGIQUES**

## Introduction

Le second chapitre de notre thèse nous a éclairés sur la capacité des approches volontaires (AV) à assurer la viabilité des systèmes socio-écologiques (SSE). Ces instruments de régulation particuliers avaient été identifiés et sélectionnés pour une étude approfondie en raison de leur réputée propension à produire des résultats plus performants que ceux des instruments traditionnels (réglementaires et économiques), à la fois sur les volets environnementaux et économiques. Si ces hypothèses ont pu être en partie validées (amélioration de certains paramètres environnementaux et capacité à maintenir la viabilité économique des organisations pour certaines AV), les résultats écologiques obtenus par les AV ne leur permettent pas de prétendre au maintien de la résilience des écosystèmes dans des états socialement souhaitables. Telles qu'actuellement conçues, les AV ne peuvent donc pas garantir la viabilité des SSE. Nous retenons cependant, pour la suite de notre recherche, leur fonctionnement économique intéressant qui consiste à compenser les éventuels surcoûts de la régulation environnementale par l'accès à divers avantages (économiques notamment) accordés par les parties prenantes externes en échange de la génération d'externalités positives (ou de la réduction d'externalités négatives).

Poursuivre notre étude nous conduit à analyser, dans une première section, une autre catégorie hétérogène d'instruments : les comptabilités environnementales (CE). Elles peuvent être séparées en, d'un côté, des approches assimilables à des systèmes d'informations, et d'un autre, des démarches relevant davantage des instruments de régulation. Après avoir identifié les approches les plus caractéristiques, nous les analysons du point de vue de notre cadre de viabilité. L'aptitude des CE à répondre à ces contraintes constitue, pour ainsi dire, une nouvelle hypothèse en réponse notre problématique.

Dans la seconde section de ce chapitre, devant l'inaptitude des démarches étudiées à répondre à notre problématique, nous cherchons à concevoir un modèle de gestion des SSE voué à garantir leur viabilité écologique et économique. Nous nous reposons pour cela sur les méthodes de gestion adaptative, aptes à soutenir un état désirable et résilient des systèmes socioéconomiques, et, pour garantir la viabilité économique des organisations, sur le fonctionnement général des AV et sur la mobilisation de différents outils évoqués dans nos travaux (comptabilités financières, CE, instruments économiques notamment).

# 1 Analyse des comptabilités environnementales : théories, objectifs, et mises en application

Au sein d'une première sous-section (1.1), nous cherchons tout d'abord à caractériser les comptabilités environnementales (CE). Parmi la diversité des approches que le terme recouvre, nous identifions d'un côté des approches destinées à simplement collecter l'information, et d'un autre des démarches assimilables à des instruments de régulation. Dans cette même sous-section, nous étudions brièvement les premières (notamment les comptabilités environnementalement différenciées et le *reporting* environnemental), afin de juger de l'intérêt de leur utilisation dans les contextes conventionnels, et extrapolons leur mobilisation dans des conditions de plus grande rigueur écologique.

Les deux principales approches comprises dans la seconde catégorie de CE (démarches de régulation : *full cost accounting* et *sustainable cost accounting*) sont analysées plus en détail au sein, respectivement, des sous-sections 1.2 et 1.3, pour évaluer leur capacité à répondre à nos contraintes de viabilité.

## 1.1 Exploration des comptabilités environnementales

### 1.1.1 L'intérêt de la comptabilité pour la gestion des systèmes socio-écologiques

#### 1.1.1.1 Un enjeu majeur associé aux instruments de régulation écologique : la prise en compte des échelles spatiales écologiquement appropriées

Des analyses que nous avons menées jusqu'à présent, et en particulier de l'étude des approches volontaires (AV), nous avons retiré divers enseignements eu égard aux caractéristiques-clés permettant d'assurer l'efficacité écologique et économique des outils de régulation environnementale. Nous n'avons, en revanche, que peu évoqué un obstacle important que peuvent rencontrer les AV dans leur recherche de la viabilité des écosystèmes. Si la plupart d'entre elles ne poursuivent pas ce type de résultat écologique – mais souvent une simple amélioration, imprécise, de certains paramètres environnementaux – la base même de ces approches révèle en effet un biais considérable : en se focalisant sur les frontières des organisations qui les appliquent, elles s'avèrent incapables d'appréhender les écosystèmes à des échelles spatiales écologiquement pertinentes. Or ces considérations sont fondamentales pour assurer une gestion soutenable des écosystèmes (Sexton et Szaro, 1998), et la résilience écologique implique de s'intéresser à un écosystème dans son intégralité, à une échelle spatiale large et pertinente (Lee, 1999).

Ces exigences renvoient cependant à des défis importants du point de vue des instruments de régulation : celui notamment de pouvoir faire respecter des objectifs de régulation sur des périmètres potentiellement larges, englobant une diversité de frontières administratives. Ces enjeux apparaissent d'autant plus importants qu'il s'agira également, conformément à notre cadre de viabilité des systèmes socio-écologiques (SSE), de garantir la viabilité économique des organisations impliquées.

Cela questionne donc à la fois la gouvernance à ces échelles territoriales, et la capacité des systèmes de régulation et d'information à véhiculer des données denses et de natures hétérogènes, monétaires et écologiques.

#### 1.1.1.2 Les systèmes comptables, potentielle réponse à ces enjeux

La comptabilité, dont la pratique remonte à des temps ancestraux (invention de l'écriture, vers 3500 av. J-C), peut englober des démarches très variées, dans la mesure où sa définition la plus vaste renvoie à des systèmes d'information procédant d'un enregistrement régulier et systématique de variables (grandeurs, quantités) (Richard, 2012).

Toutefois, on emploie généralement ce terme pour désigner les « comptabilités monétaires », c'est-à-dire les systèmes d'information permettant de « mesurer et répartir les richesses » (Richard, 2012, p.16). Même restreint à ce niveau, que nous privilégions dans nos travaux, la comptabilité désigne malgré tout des réalités très différentes. D'une part en raison des échelles variées sur lesquelles s'exercent les systèmes comptables : d'une comptabilité microéconomique, celle qui s'applique aux organisations (comptabilité privée), à une comptabilité macroéconomique, qui agglomère et traite les informations comptables des organisations au niveau des nations (comptabilité nationale). Mais également, lorsque nous nous focalisons sur la comptabilité privée – ou comptabilité d'entreprise, celle qui nous intéressera particulièrement dans ce chapitre – du fait d'une autre distinction apparaissant entre d'un côté la comptabilité financière (ou comptabilité générale), obligatoire, normalisée, réglementée, qui décrit, mesure, et analyse les données monétaires liées aux interactions entre l'intérieur de l'organisation et l'extérieur (i.e. les autres agents économiques), et de l'autre côté la comptabilité de gestion (ou comptabilité analytique), non obligatoire, non réglementée, confidentielle, qui s'attache à évaluer monétairement (car souvent les flux physiques traités ne sont pas échangés), décrire et analyser certaines informations internes aux organisations (flux, stocks, performances).

C'est sur la comptabilité financière que se focalisent la plupart des analyses et des intérêts. Elle correspond au système de comptabilité monétaire le plus avancé du point de vue

technique, car il représente l'élément central de l'organisation des échanges mondiaux, à travers les normes comptables de plus en plus harmonisées au niveau mondial qui régissent les interactions entre agents et mesurent leur performance. Depuis sa création sous une forme standardisée, il a connu de multiples transformations, répondant à l'évolution de l'état du monde, et en particulier de celle des catégories d'acteurs détenant le pouvoir (Richard, 2012).

La comptabilité financière, présente des caractéristiques particulièrement intéressantes du point de vue des enjeux relatifs aux instruments de régulation identifiés précédemment, notamment, i) de représenter un système standardisé commun à tous les agents ; ii) d'enregistrer les interactions de nature monétaire entre les agents ; iii) de conduire à la représentation de l'état financier des organisations (qui traduit leur viabilité économique) iv) de manière périodique et systématique v) publiquement et après un contrôle externe ; vi) et de détenir un caractère évolutif. On perçoit ici l'intérêt fort que peut susciter la comptabilité en tant qu'assise pour la constitution d'un instrument de régulation environnementale : par exemple, en dupliquant ces systèmes d'information pour générer des systèmes d'informations environnementales ; en s'appuyant sur ces processus pour y intégrer des données de nature écologique ; ou encore en établissant des liens entre les capitaux naturels et physiques.

L'objet de nos recherches, dans les sections qui suivent, rejoignent celles de Houdet (2010) : « [d]ans une logique de minimisation des coûts de transaction liés au développement, à l'appropriation et la mise en œuvre d'indicateurs pour favoriser l'émergence de dynamiques de co-viabilité entre firmes, biodiversité et socioécosystèmes, nous proposons [de cibler] […] les systèmes d'informations comptables, et cherchons dans quelles mesures ils pourraient évoluer pour prendre en compte les interactions de la firme avec les BSE [i.e. biodiversité et services écosystémiques]. » (Houdet, 2010, p. 157). Nous passons pour cela en revue les différentes approches de la comptabilité qui se sont employées à explorer des pistes comparables, que nous qualifions par le terme générique de « comptabilités environnementales » (CE), en nous centrant sur les démarches standardisées les plus courantes, et / ou qui s'avèrent susceptibles de contribuer à nos réflexions. Nous cherchons à déterminer dans quelle mesure elles peuvent répondre à nos contraintes de viabilité, avant d'en retirer des éléments instructifs pour la suite de nos travaux.

### 1.1.2 Différentes acceptions de la comptabilité environnementale : une typologie

Comme nous l'avons mentionné, les CE représentent des démarches de transformation, de réforme, ou plus simplement de duplication des comptabilités monétaires vers une acception plus large intégrant des données relatives aux interactions entre les systèmes économiques et

les systèmes vivants. Les différentes formes de comptabilités observables dans la comptabilité monétaire se retrouvent donc également dans la comptabilité environnementale : CE privées / CE nationales et CE financières / CE de gestion notamment. L'acception large de la comptabilité conduit même certains auteurs à considérer les systèmes de suivi de données environnementales purement quantitatives comme des CE, ce qui conduirait à établir en amont une première distinction entre CE monétaires et CE non monétaires. Au sein même de chacune de ces catégories apparaissent par ailleurs des distinctions assez profondes, renvoyant à des objectifs et des philosophies variées, si bien qu'en établir une typologie s'avère délicat.

Plusieurs auteurs ont proposé leur propre système de classification des CE, avec parfois une entrée technique (Lamberton, 2005), ou parfois selon le point de vue des intérêts, perceptions, et objectifs pour les organisations (Schaltegger et Burritt, 2010), mais la typologie de Richard (2009, revue en 2012, cf. Figure 13) apparaît comme la plus aboutie, intégrative des deux dimensions précitées et d'une acception large de la comptabilité. Elle repose sur huit critères :

- Les types de capitaux concernés : les CE peuvent prendre en compte différents types de capitaux, qu'il s'agisse du capital financier (objet de la comptabilité traditionnelle), du capital naturel (considéré globalement ou seulement en partie), du capital social ou capital humain, et parfois d'autres capitaux comme le capital incorporel.
- L'objectif poursuivi : on trouve d'un côté les CE dites *outside-in*, qui cherchent à montrer l'impact des contraintes environnementales externes (réglementations, normes, pressions sociales, etc.) sur les comptes de l'entreprise concernée (« intérieur »), et de l'autre les CE *inside-out*, dont l'objectif est de comptabiliser les influences de la firme sur les écosystèmes (l'« extérieur »).
- Le type de conservation des capitaux : certaines CE sont basées, plus ou moins explicitement, sur les principes de la soutenabilité faible, admettant une vision synthétique des capitaux dont il convient de conserver la globalité et autorisant leur substitution. D'autres CE se réfèrent à une vision forte de la soutenabilité, prônant leur conservation sans admettre de substitution.
- Le degré de responsabilité : la comptabilisation des seuls impacts directs ou la prise en compte d'un périmètre élargi impliquant les impacts indirects.
- Le mode d'évaluation : on distingue les CE monétaires, utilisant la monnaie comme unité de mesure commune pour chaque capital considéré, des CE en valeurs écologiques qui évaluent le capital naturel selon d'autres unités communes (unités d'énergie solaire, surface de terre, etc.), et des CE quantitatives qui quantifient les capitaux en unités hétérogènes (monnaie, volumes, surfaces, etc.).

- Le concept de résultat : si la plupart des CE n'ont aucune incidence sur le calcul du résultat financier de l'entité concernée, certaines sont porteuses d'une redéfinition du concept de profit.
- La dimension spatiale : il existe des CE macroéconomiques, focalisées sur les échelons nationaux ou internationaux, et des CE micro-économiques qui s'appliquent aux organisations.
- Le degré de détail : à l'instar de la partition des comptabilités traditionnelles, on trouve, selon le niveau de détail des informations qu'elles utilisent, des CE analytiques et des CE financières.

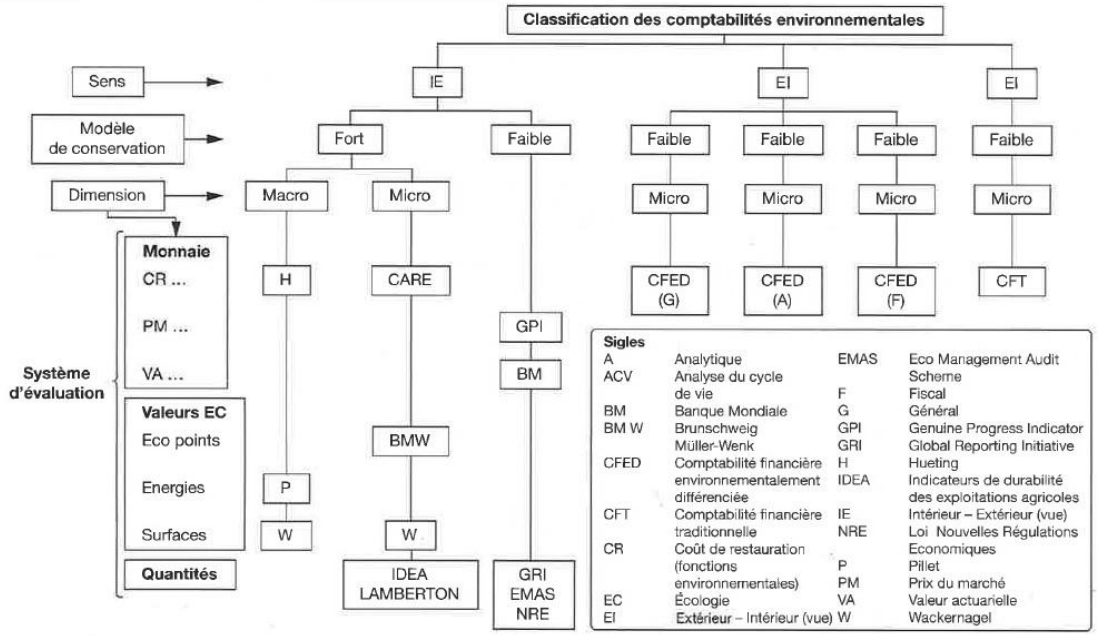



**Figure 13. Typologie des comptabilités environnementales (Richard, 2012, p.72).**

### 1.1.3 Identification des approches de comptabilité environnementale les plus caractéristiques

Nous proposons de nous appuyer sur la typologie de Richard (cf. Figure 13) et sur l'examen des CE proposé par l'auteur (Richard, 2012) pour constituer une sélection de celles que nous considérons comme les approches les plus pertinentes du point de vue de notre cadre de viabilité : la comptabilité environnementalement différenciée (CFED), le *reporting* environnemental, l'ACV, la méthode d'Indicateurs de Durabilité des Exploitation Agricoles (IDEA), la *full cost accounting* (comptabilité en coûts complets) et la *sustainable cost*

*acounting* (comptabilité en coûts de soutenabilité). Nous présentons, dans cette sous-section, une analyse succincte des quatre premières, qui constituent des outils à vocation essentiellement informationnelle, avant de nous pencher plus en détails dans les sous-sections suivantes (1.2 et 1.3) sur les deux dernières, assimilables à des outils de régulation. Conformément à notre problématique, nous nous intéressons en particulier aux dimensions environnementales et économiques de ces différentes CE, et cela même lorsque ces démarches ont pour objet de prendre en considération davantage de types de capitaux.

#### 1.1.3.1 La comptabilité environnementale *outside-in* monétaire ou la « comptabilité environnementalement différenciée » (dépenses environnementales)

Schaltegger et al. (1996) qualifient ce type de CE *outside-in* de « comptabilités environnementalement différenciées » (ou « comptabilités financières environnementalement différenciées » sur la Figure 13), dans l'idée d'éviter la confusion avec les comptabilités *inside-out*, plus ambitieuses, considérées comme les véritables CE (Richard, 2012).

Les comptabilités environnementalement différenciées correspondent en effet à la différenciation de certaines dépenses réalisées par les organisations en conséquence de leur prise en compte des problématiques environnementales, c'est-à-dire généralement celles qui relèvent de la réduction de leurs incidences environnementales. Cette prise en considération pouvant être motivée par des obligations réglementaires (normes de procédés par exemple), et / ou par des stratégies volontaires et des AV. Concrètement, il s'agit pour l'organisation concernée d'identifier les données comptables pertinentes (produits, charges, actifs, passifs) et de les mettre en évidence dans les annexes des documents comptables (rapports de gestion notamment) ou au sein de rapports dédiés à sa responsabilité environnementale.

En France et en Europe par exemple, différents textes réglementent la publication de ces « dépenses environnementales » (dénomination courante de la comptabilité environnementalement différenciée). Au niveau européen, le Règlement (UE) n° 538/2014 (Parlement européen et Conseil de l'Union européenne, 2014) pose les bases méthodologiques de cette comptabilité : la méthode Seriée, qui représente le Système européen de rassemblement de l'information économique sur l'environnement[20]. Elle permet au niveau national la récolte et le traitement des données via « l'enquête sur les investissements et les dépenses courantes pour protéger l'environnement » (Antipol), obligatoire pour les établissements industriels et réalisée tous les trois ans, complétée les deux

[20] Site internet du Ministère en charge de l'écologie : http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/lessentiel/s/depenses-protection-lenvironnement.html (page consultée le 15/05/2015)

autres années par « l'enquête sur les investissements pour protéger l'environnement ». N'y sont comptabilisées comme dépenses environnementales que les montants relatifs aux actions et activités qui satisfont le critère de finalité, en d'autres termes, celles dont l'objectif principal est la protection de l'environnement (CGDD, 2014).

Par ailleurs, la réglementation française s'est dotée depuis 2001, au travers de la loi n°2001-420 (dite loi sur les nouvelles régulations économiques, NRE) (JORF, 2001) et de son décret d'application n°2002-221 (JORF, 2002), de nouvelles obligations relatives aux communications environnementales, avec des dispositions particulières concernant les dépenses liées à l'environnement. L'article 225 de la loi n°2010-788 (dite loi Grenelle 2) (JORF, 2010) et son décret d'application n°2012-557 (JORF, 2012), venus abroger la loi NRE, reprennent les mêmes exigences en élargissant le scope d'organisations concernées. Si la loi NRE ne visait que les entreprises cotées, l'article 225 de la loi Grenelle 2 concerne, lui, l'ensemble des sociétés de plus de 100 millions d'euros de chiffre d'affaires et / ou de plus de 500 salariés. Ces dernières sont désormais contraintes de préciser dans leur rapport de gestion les « moyens consacrés à la prévention des risques environnementaux et des pollutions ». Il est attendu ici une information quantitative concernant les moyens financiers consacrés à la prévention des risques environnementaux et des pollutions (cf. Figure 14).

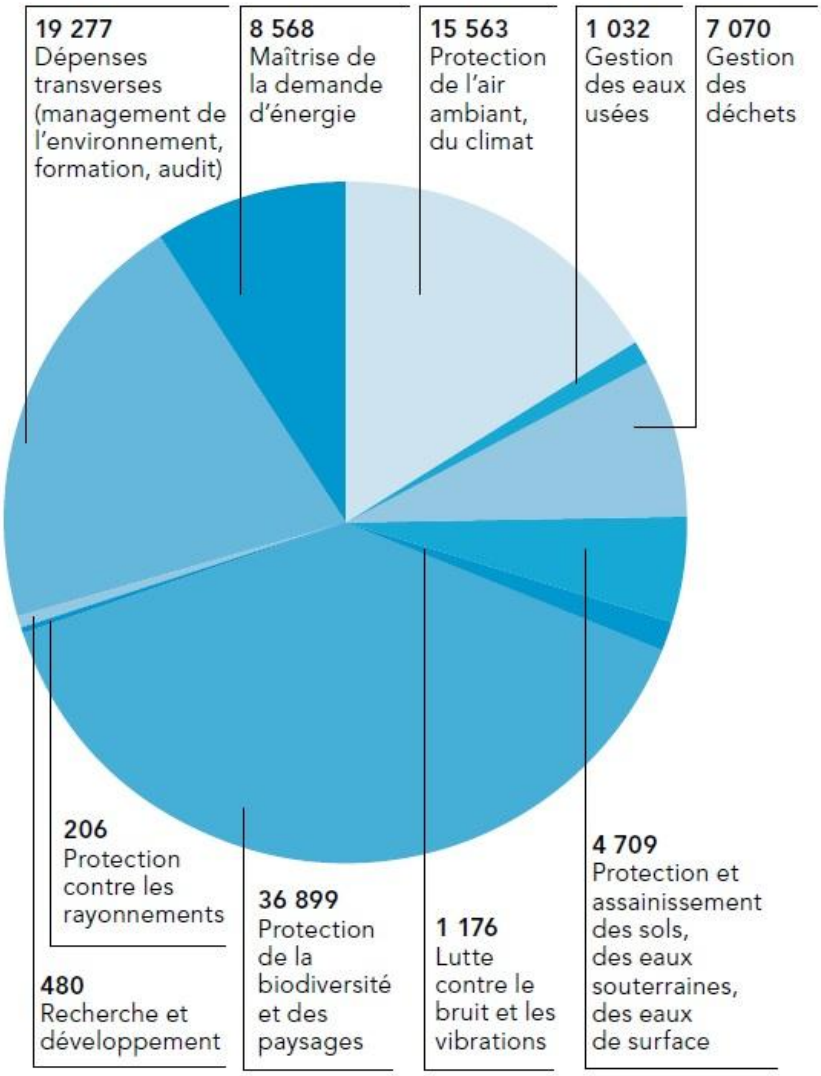



**Figure 14. Moyens consacrés (en milliers d'euros) à la prévention des risques environnementaux et des pollutions par l'entreprise Rte en 2014 (Rte, 2015, p.34).**

Si ces obligations sont avérées, l'observation des pratiques des entreprises sur cet item révèle que pour le moment, c'est-à-dire pour les années d'application 2012 et 2013, peu d'entreprises ont réellement présenté un budget consacré à ces questions, la majeure partie d'entre elles prétendant ne pas être concernée par ces questions ou publiant des informations qualitatives (ORÉE, 2014). On constate, malgré ces écarts, que la comptabilité environnementalement différenciée représente une catégorie de CE largement diffusée et employée, du moins au niveau européen, donc opérationnelle et techniquement aboutie.

Certains auteurs considèrent ce système comme trop limité du point de vue du maintien du capital naturel (Richard, 2012), tant il n'apparaît pas susceptible de conduire à la mise en œuvre d'une gestion environnementale conforme aux exigences de la soutenabilité forte (et

donc a fortiori aux contraintes écologiques de notre cadre de viabilité). La comptabilités environnementalement différenciée se contente effectivement de constituer un outil d'enregistrement et de communication ; il convient donc avant tout de l'employer à cet effet, et non d'en attendre des changements de nature écologique. Elle permet de représenter, d'illustrer, de rendre compte de l'état de « l'extérieur » (*ouside*), c'est-à-dire du niveau d'exigence et de la philosophie qui anime les régulations environnementales ou les démarches volontaires des organisations. Si l'on s'en tient à ces prérogatives, elle n'apparaît donc en soi ni appropriée ni inappropriée par rapport à notre cadre de viabilité. La qualité des résultats qu'elle produit dépend exclusivement de celle des pressions ou autres *drivers* « extérieurs » : si ces motivations s'avèrent guidées par une conception faible de la soutenabilité, ou ne sont conduites par aucune philosophie particulière, les dépenses environnementales comptabilisées représentent, respectivement, soit les efforts réalisés par les organisations pour atteindre l'optimum de pollution (dont nous avons constaté qu'il ne peut conduire à la viabilité des écosystèmes) ; soit les budgets alloués à une amélioration imprécise de certains paramètre environnementaux, déconnectée du fonctionnement des systèmes vivants. Si, en revanche, le cadre « extérieur » est gouverné par l'atteinte de la résilience des systèmes vivants, alors ce type de CE peut permettre de comptabiliser les coûts d'atteinte de la viabilité des écosystèmes (assimilables aux coûts de maintien du capital naturel). Force est de constater que la mouvance actuelle de la comptabilité environnementalement différenciée s'inscrit davantage dans les premiers scénarios, ce qui conduit Richard (2012) à considérer cette démarche comme un modèle faible de conservation des capitaux.

#### 1.1.3.2 Les comptabilités environnementales *inside-out* non monétaires

*Le* reporting *environnemental et l'analyse de cycle de vie, comptabilités environnementales* inside-out *non monétaires "faibles"*

Contrairement à la comptabilité environnementalement différenciée, les démarches de *reporting* environnemental (inclues dans les démarches de *reporting* extra-financier) représentent des CE *inside-out*, c'est-à-dire qu'elles s'intéressent aux effets de l'organisation sur l'extérieur, cet extérieur représentant dans ce cas l'environnement naturel dans lequel elle évolue. Elles consistent en un système de comptabilisation des aspects environnementaux générés sur son périmètre de responsabilité (impacts directs au niveau site) ou parfois sur un périmètre élargi (impacts indirects liés par exemple à la production d'électricité ou à la chaîne logistique). Ces paramètres sont généralement mesurés quantitativement, en unités physiques

appropriées, hétérogènes, non monétaires, à l'image des étapes préliminaires de la norme ISO 14001 (cf. Chapitre 2, sous-section 3.2.1).

L'objet principal du *reporting* extra-financier est de communiquer des informations environnementales (et souvent sociales) aux parties prenantes des organisations, en particulier aux investisseurs, ceci afin de fournir un complément d'information nécessaire à la réalisation des arbitrages, en permettant une comparaison dans le temps et dans l'espace des performances des organisations (Boyer, 2013).

Un modèle de *reporting* extra-financier s'est imposé depuis plus d'une décennie au niveau international pour les entreprises : la *Global Reporting Initiative* (GRI), un système de comptabilisation d'application volontaire, que près de 40 % des entreprises publiant un rapport de responsabilité sociale des entreprises (RSE) en 2010 ont appliqué (Comité 21, 2011). Le référentiel de la GRI (version G4, cf. GRI, 2013) comporte 34 critères environnementaux, dont la quasi-totalité est a minima à vocation quantitative, souvent mixte quantitative-qualitative. Ces critères doivent permettre de dresser un panorama des principales interactions environnementales d'une organisation susceptibles d'influences sur les écosystèmes : consommations de matières, d'eau, et d'énergie, émissions de substances polluantes dans l'air, l'eau, émission de déchets solides, interactions avec la biodiversité remarquable. Nous notons dès ici des absences regrettables, comme celle de critères en liens avec la biodiversité et les écosystèmes dits ordinaires (cf. Chapitre 1, sous-section 1.2.3), ou l'absence d'indicateurs relatifs à l'usage et aux modifications d'usage des sols. Par-dessus tout apparaît le manque d'une vision systémique, qui permettrait d'établir des corrélations entre les différents paramètres mesurés, d'évaluer les impacts effectifs de ces aspects sur les écosystèmes, et de définir des objectifs de gestion écologiquement pertinents. En effet, en dehors d'un indicateur relatif à la sensibilité des sources de prélèvement d'eau (EN9), aucune attention n'est portée aux milieux avec lesquels interagissent les différents aspects (état, fonctionnement, sensibilité, etc.), ce qui rend impossible l'évaluation des impacts environnementaux réels de l'organisation et la définition de cibles de gestion appropriées.

Dans ces conditions, qui ne témoignent d'aucune disposition visant à conserver le capital naturel, le système de CE de la GRI ne peut pas prétendre s'inscrire dans une conception forte de la soutenabilité. C'est même sur la vocation écologique d'une telle démarche que l'on peut s'interroger : en l'absence d'incitations à définir des cibles de gestion opposables pour les exercices suivants, peut-elle réellement revendiquer la recherche d'une amélioration des conditions environnementales ?

Au niveau national, comme nous l'avons mentionné dans la sous-section précédente, la loi NRE (JORF, 2001) a institué de nouvelles contraintes relatives à la communication environnementale, exigences reprises et élargies en 2010 par la loi Grenelle 2, en particulier par son article 225 (JORF, 2010). Ces exigences comprennent 20 items environnementaux, dont 11 appellent potentiellement à la révélation d'informations de nature quantitative, et parmi lesquels sept apparaissent trop évasifs et sont susceptibles de n'être renseignés que de manière qualitative (par exemple les items qui concernent les mesures de prévention, réduction, réparation de l'eau, l'air, le sol). Les remarques que nous avons formulées pour la GRI, concernant le manque de paramètres liés à la biodiversité, à l'état et au fonctionnement des écosystèmes, l'absence d'évaluation des impacts réels sur les milieux, et l'absence d'incitation à la publication d'objectifs de gestion pour les exercices suivants, s'appliquent également au cadre de *reporting* environnemental porté par l'article 225 de la loi Grenelle 2.
Ainsi, les principales approches de *reporting* environnemental existantes s'avèrent davantage associées à une vision faible de la soutenabilité, ou tout du moins ne peuvent se revendiquer du courant fort de la durabilité (aucune volonté apparente de conservation du capital naturel). Cependant, considérer que la démarche de *reporting* en elle-même est condamnée à l'inefficacité écologique nous semble une conclusion trop hâtive. Un système à travers lequel les organisations seraient à même de rendre des comptes au sujet de leurs interactions avec les écosystèmes (incidences négatives et positives), de manière holistique (où le fonctionnement de l'écosystème serait au centre du processus), avec une recherche d'exhaustivité (définition d'indicateurs pour chaque interaction identifiable), et dans une optique d'amélioration (formulation et suivi d'objectifs de gestion appropriés), pourrait en effet viser une efficacité écologique conforme à une acception forte de la soutenabilité, et à notre cadre de viabilité des SSE.

On peut rapprocher les exercices d'analyse du cycle de vie (ACV) des démarches de *reporting* environnemental, dans le sens où elles se classent, selon la typologie de Richard (2012, cf. Figure 13) parmi les CE *inside-out* non monétaires standardisées courantes. Elles diffèrent cependant assez fortement des démarches de *reporting* dans leur utilisation. Les ACV ne sont en effet pas destinées au suivi régulier des interactions entre une organisation et son environnement dans une optique de restitution et de transparence à l'égard des parties prenantes, mais représentent des analyses ponctuelles confidentielles de ces interactions, destinées en interne à modifier le fonctionnement de l'organisation (e.g. processus de production, choix d'approvisionnement) selon des résultats obtenus. Les dissemblances dans

la nature des mesures sont donc elles aussi notables. Si les outils d'ACV procèdent, comme les démarches de *reporting*, par indicateurs liés généralement aux principaux paramètres environnementaux (limitatifs), le périmètre et le scope de l'analyse se distinguent : il s'agit pour l'ACV de s'intéresser à un produit en particulier, et non à une organisation dans son ensemble (décomposée en général, pour le *reporting*, selon ses sites de production), et, comme son nom l'indique, à ses interactions environnementales non seulement dans sa fabrication mais aussi dans ses étapes amont (matières premières) et aval (utilisation, fin de vie). En d'autres termes il ne s'agit plus de se limiter aux influences environnementales directes d'une organisation, relevant principalement de sa responsabilité juridique, mais d'inclure dans l'analyse les influences indirectes générées par les autres organisations de la chaîne logistique. L'idée de l'ACV est ensuite de rapporter les données environnementales produites à une unité fonctionnelle jugée pertinente.

Malgré ces dissemblances, les critiques adressées aux démarches de *reporting* valent également pour les outils d'ACV, leur prise en compte des influences écologiques étant comparables, ce qui nous amène à considérer que ces démarches, telles que traditionnellement menées (norme ISO 14040[21] et normes complémentaires), ne peuvent s'inscrire dans une vision forte de la durabilité.

*La méthode IDEA, comptabilité environnementale* inside-out *non monétaire réputée "forte"*

La méthode IDEA (Indicateurs de Durabilité des Exploitations Agricoles) est réputée poursuivre un double objectif : évaluer le niveau de durabilité des entreprises agricoles, et apporter une aide à la décision pour le pilotage des exploitations (via l'identification de voies d'amélioration) (Briquel et al., 2001). Elle doit ainsi pouvoir être employée à la fois comme un outil d'évaluation de l'efficacité de l'entreprise agricole, elle s'apparente alors aux instruments de *reporting* (communication des résultats environnementaux aux parties prenantes et comparaison entre entreprises), et comme un outil de gestion de ses activités.

La durabilité de l'entreprise agricole est définie, dans la conception de la méthode, selon la proposition de Landais (1998, cité dans Zahm et al., 2005) : « une exploitation viable, vivable, transmissible et reproductible » (p.3), et repose donc sur les concepts de viabilité économique, de vivabilité (vie professionnelle et personnelle décente pour l'exploitant et sa famille), et de reproductibilité environnementale. Cette durabilité se décline en 17 objectifs, qui peuvent être atteints en suivant une série de 42 indicateurs (plusieurs indicateurs pouvant participer à

[21] Site internet de l'ISO : http://www.iso.org/iso/fr/catalogue_detail?csnumber=37456 (page consultée le 30/11/2015)

l'atteinte d'un même objectif, cf. Tableau 11). Ces indicateurs se rapportent à 10 composantes, elles-mêmes constitutive des trois échelles de durabilité, conformément à la définition donnée en *supra* : échelle de durabilité agro-écologique, socio-territoriale, et économique (composantes colorées respectivement en vert, jaune, et bleu, dans le Tableau 11). L'échelle de durabilité agro-écologique se trouve constituée de trois composantes : la diversité domestique, l'organisation de l'espace, et les pratiques agricoles, qui regroupent les 18 indicateurs environnementaux de la méthode IDEA.

| | | | Objectifs | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | N° de l'indicateur | Cohérence | Autonomie | Biodiversité | Protection paysages | Protection des sols | Protection et gestion de l'eau | Atmosphère | Ressources non renouvelables | Bien-être animal | Qualité des produits | Ethique | Développement humain | Développement local | Qualité de vie | Citoyenneté | Adaptabilité | Emploi |
| 10 composantes et 42 indicateurs | Diversité | A1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | 1 | | | | | | | | | |
| | | A2 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | 1 | | | | | | | | | |
| | | A3 | 1 | 1 | 1 | | | | | | | | | | | | | | |
| | | A4 | 1 | | 1 | | | | | | | | | | | | | | |
| | Organisation de l'espace | A5 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | | | | | | | |
| | | A6 | 1 | | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | | | | | | | |
| | | A7 | 1 | 1 | 1 | | 1 | | | | | | | | | | | | |
| | | A8 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | 1 | | | | | | | | |
| | | A9 | 1 | | 1 | 1 | | | | | | | | | | | 1 | | |
| | | A10 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | 1 | 1 | | | | | | | |
| | | A11 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | 1 | | | | | | | |
| | Pratiques agricoles | A12 | 1 | 1 | | | | 1 | 1 | 1 | | 1 | | | | | | | |
| | | A13 | | | | | | 1 | 1 | 1 | | | | | | 1 | | | |
| | | A14 | 1 | 1 | 1 | | 1 | 1 | 1 | | | 1 | | | | 1 | | | |
| | | A15 | 1 | 1 | 1 | | 1 | | | | 1 | 1 | | | | 1 | | | |
| | | A16 | | | 1 | | 1 | 1 | | 1 | | | | | | | | | |
| | | A17 | | 1 | 1 | | 1 | 1 | | 1 | | | | | | 1 | | | |
| | | A18 | 1 | 1 | | | | | 1 | 1 | | | | | | | | | |
| | Qualité des produits et des territoires | B1 | | | | | | | | | 1 | 1 | | 1 | 1 | | 1 | | 1 |
| | | B2 | 1 | | | 1 | | | | | | | | 1 | 1 | 1 | | | |
| | | B3 | | | | 1 | | 1 | | 1 | | | | | | 1 | 1 | | |
| | | B4 | 1 | | | | | | | | | | 1 | | | 1 | 1 | | |
| | | B5 | 1 | | | | | | | | | | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | |
| | Emploi et services | B6 | 1 | 1 | | | | | | 1 | | | | | 1 | | | | |
| | | B7 | 1 | 1 | | | | 1 | | 1 | | | | | 1 | | | | |
| | | B8 | | | | | | | | | | | | | 1 | | 1 | | |
| | | B9 | | | | | | | | | | | 1 | | 1 | | 1 | | 1 |
| | | B10 | | | | | | | | | | | | 1 | 1 | 1 | 1 | | |
| | | B11 | | | | | | | | | | | | | 1 | 1 | | | 1 |
| | Ethique et développement humain | B12 | 1 | 1 | | | | | | 1 | | | 1 | 1 | | | | | |
| | | B13 | | | | | | | | | 1 | 1 | 1 | | | 1 | | | |
| | | B14 | 1 | | | | | | | | | | | 1 | 1 | 1 | | 1 | 1 |
| | | B15 | 1 | | | | | | | | | | | 1 | | 1 | | | 1 |
| | | B16 | | | | | | | | | | | 1 | 1 | | 1 | | | |
| | | B17 | | | | | | | | | | | | 1 | | 1 | | | |
| | | B18 | | | | | | 1 | | | | | 1 | 1 | | 1 | 1 | | |
| | Viabilité | C1 | 1 | | | | | | | | | | | | 1 | 1 | | 1 | |
| | | C2 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | 1 | |
| | Indépendance | C3 | 1 | 1 | | | | | | | | | | | | 1 | | 1 | |
| | | C4 | 1 | 1 | | | | | | | | | | | | | | 1 | |
| | Transmissibilité | C5 | 1 | | | | | | | | | | | | 1 | 1 | | 1 | 1 |
| | Efficience | C6 | 1 | 1 | | | | | | 1 | | | | | | | | | |

**Tableau 11. Matrice représentant le croisement entre les objectifs de durabilité poursuivis par la méthode IDEA et les indicateurs chargés de les caractériser dans la grille de suivi des exploitations (version 3)[22].**

La mise en œuvre de la méthode consiste à attribuer une note à chaque indicateur, selon des barèmes de notation et des pondérations adaptés à chaque indicateur et chaque composante.

[22] Site internet de la méthode IDEA : http://www.idea.portea.fr/fileadmin/documents/presentation/matrice_indicateur_x_obj_v3.jpg (page consultée le 24/06/2015)

Elle conduit au final à l'attribution d'une note par échelle de durabilité (en sommant les notes des indicateurs qui s'y rapportent), les trois échelles étant cependant indépendantes et leurs notes ne pouvant s'additionner, ni donc se substituer.

Sur la base de ces principes méthodologiques, certains auteurs considèrent que la méthode IDEA s'inscrit dans une optique de durabilité forte (Richard, 2012 ; Altukhova, 2013). Nous nous interrogeons toutefois sur la validité de la démarche en ce qui concerne la conservation du capital naturel. Pour cela, sans rentrer ici dans le détail des indicateurs agroécologiques employés ni dans l'étude technique de leur validité (pertinence écologique, exhaustivité, etc.), nous proposons de discuter de la manière dont la méthode IDEA préconise de les renseigner et de mobiliser les informations récoltées pour l'action. Ces indicateurs, en supposant donc qu'ils sont définis de manière écologiquement appropriée (c'est tout du moins la volonté affichée par leurs concepteurs : proposer des indicateurs porteurs d'une vision systémique et garants d'une multifonctionnalité des agroécosystèmes), ne peuvent permettre de piloter la performance écologique des exploitations dans le sens du maintien du capital naturel que s'ils sont associés à des cibles de gestion permettant de garantir le fonctionnement des écosystèmes (respect de « limites environnementales » écologiquement pertinentes, liées par exemple aux seuils écologiques). C'est ce point précis que nous cherchons à clarifier.

Il apparaît, à la lecture du document d'enquête permettant de réaliser le diagnostic IDEA (IDEA, 2008), que le renseignement des indicateurs s'opère principalement en identifiant, parmi l'éventail de valeurs proposé pour chaque variable, le niveau atteint par l'exploitation. A chaque niveau est associé un score, pouvant être pondéré par des considérations annexes, ce qui conduit à l'attribution d'une note pour chaque indicateur (cf. Tableau 12).

| Indicateurs | Critères | Modes de calcul | Caractéristiques de l'exploitation | Résultat |
|---|---|---|---|---|
| **A8 Zone de régulation écologique (ZRE)** | • Citer les zones de régulation écologique présentes : zones humides, prairies inondables, pelouses sèches, bandes enherbées, bosquets, parcours, alpages, arbres isolés<br>• Calculer la surface de ces zones (1 arbre isolé = 1are, haies ou lisières = longueur * 10 m)<br>• pourcentage de la SAU<br>• Cartographie des zones à enjeux environnementaux | • 1 point par pourcentage de la SAU en ZRE et limité à 7 points (arrondir à la valeur inférieure) oint(s) d'eau, zone humide : **2**<br>• Prairies permanentes sur zones inondables *(non drainées ou amendées)*, ripisylve : **3**<br>• Terrasses, murets de pierres entretenus : **2**<br>• Parcours non mécanisables, alpages (si pâturage) : **2**<br>• Existence d'une carte localisant les principaux enjeux environnementaux : **3** | Plafonné à 6 | / 12 |
| **A12 Fertilisation** | • Bilan apparent de l'azote<br>• Présence de cultures pièges à nitrates<br>• Fertilisation phosphatée et potassique en unités/ha (moyenne sur 2 ans) | • Bilan apparent :<br>- inférieur à 30 kgN/ha : **8**<br>- compris entre 30 et 40 kg : **7**<br>entre 40 et 50 kg : **6**<br>entre 50 et 60 kg : **4**<br>entre 60 et 80 kg : **2**<br>entre 80 et 100 kg : **0**<br>- > 100 kg d'azote/ha/an : **-2**<br>• Cultures de pièges à nitrates sur au moins 10 % SAU : **2**<br>• Apport de P minéral > 40 U/ha SAU/an : **-1**<br>• Apport de K minéral > 40 U/ha SAU/an : **-1** | | / 8 |

**Tableau 12. Extrait du document d'enquête IDEA, focalisé sur le calcul de deux indicateurs (A8-Zone de régulation écologique et A12-Fertilisation) (adapté de IDEA, 2008, p.7 et 9).**

Aucune des valeurs proposées dans les éventails de valeurs, pour aucune des variables associées aux indicateurs, ne peut cependant être considérée comme une limite à respecter pour la conservation du capital naturel (ou liée à un seuil écologique, de manière à garantir la

résilience des agroécosystèmes). Richard (2012) mentionne l'existence de normes « censées exprimer un idéal de gestion » (p.153), en mentionnant celle d'un apport en nitrate devant être inférieur à 30 kilogramme par hectare et par an, pour obtenir la note maximale à l'indicateur A12. Il s'agit ici de la valeur à partir de laquelle (i.e. en-deçà de laquelle) l'entreprise obtient la note maximale, c'est-à-dire le stade de performance environnementale au-delà duquel il devient difficile pour l'exploitation de s'améliorer. Cette valeur maximale ne semble donc pas représenter une limite de conservation du capital naturel à proprement parler, cela étant également valable pour les autres indicateurs environnementaux. S'agissant du cas précis de la fertilisation des sols, de telles limites devraient avant tout être définies selon la capacité de chaque milieu à assimiler les éléments fertilisants, de manière à maintenir les agroécosystèmes à distance des seuils écologiques. Elles correspondraient donc davantage à un niveau minimal à respecter pour l'organisation (au-delà duquel commencent à apparaître des externalités négatives, cf. Chapitre 1, Graphique 2, et au-delà duquel on se rapproche des seuils écologiques), et en dessous duquel l'organisation peut être incitée à évoluer afin d'optimiser les conditions environnementales (et donc en dessous duquel peuvent apparaitre des externalités positives). En poursuivant sur le cas de la fertilisation des sols, le référentiel d'agriculture biologique stipule par exemple le respect d'une limite d'apports azotés de 170 kilogrammes par hectare et par an (Commission européenne, 2008a). Cette valeur semble cependant, au regard du panel proposé par la méthode IDEA, pour le moins excessive (elle conduirait à l'obtention d'un note négative au calcul de l'indicateur A12), mais surtout elle est établie de manière générique pour l'ensemble des exploitations d'une région regroupant des zones biogéographiques extrêmement variées, donc inapte elle aussi à constituer un limite de conservation du capital naturel.

L'absence de telles limites environnementales dans la méthode IDEA (et même l'absence d'incitation à leur détermination) est d'autant plus surprenante et regrettable que les concepteurs de la méthode en préconisaient justement l'identification lors de sa constitution : « Nous proposons d'illustrer la démarche retenue lors de la construction de la méthode IDEA en en présentant les cinq étapes issues de la démarche scientifique générale […] :

1. la définition d'objectifs,
2. le choix d'hypothèses et de variables motrices,
3. la création d'indicateurs associés,
4. la détermination de seuil de références ou le choix de normes,
5. la validation à partir de tests. » (Zahm et al., 2005, p.4)

Selon les mêmes auteurs, « toute méthode fondée sur des indicateurs implique au départ une formulation d'hypothèses qui seront testées puis le choix d'un mode de calcul et la détermination de valeurs de références. Ces valeurs de référence ou seuils sont nécessaires dans une démarche de développement d'un outil d'appui à la décision / action » (Zahm et al., 2005, p.6). Ces considérations paraissent donc essentielles, sans qu'il n'en soit toutefois plus question dans la suite de l'article. De plus, pour Altukhova (2013) « Les auteurs soulignent qu'il n'y a pas de modèle unique de la durabilité des exploitations agricoles (Zahm et al., 2008, p.280). Par conséquent, les indicateurs doivent être adaptés à l'agriculture locale avant d'être utilisés » (p.157). Les auteurs cités semblent ainsi suggérer que des limites de gestion pourraient être définis à l'échelle locale dans la mise en application du processus, mais sans que rien de tel n'apparaisse dans la documentation opérationnelle passée en revue.
Nous considérons, malgré ces manques, que la méthode IDEA constitue, de par son approche méthodologique, une base intéressante et robuste pour une évolution vers un modèle authentiquement inscrit dans la durabilité forte, voire dans notre cadre de viabilité.

Les CE que nous avons étudiées jusqu'à présent représentent des systèmes comptables annexes, comparables pour certaines à des AV, en ce sens qu'ils ne sont pas en lien direct avec la comptabilité financière ni avec les organes de prise de décision au sein des organisations. Elles se sont avérées basées sur des informations monétaires collectées à des fins environnementales, ou s'inspirant de la comptabilité pour organiser des informations écologiques. Elles représentent malgré tout, du point de vue de notre problématique, des outils intéressants, dont la performance écologique dépend essentiellement du contexte dans lequel ils sont appliqués (en particulier s'agissant de la comptabilité environnementalement différenciée et du *reporting* environnemental), et qui pourraient donc être mis au profit du maintien de la viabilité des SSE.
D'autres systèmes comptables ont, par ailleurs, davantage vocation à transformer la comptabilité financière pour y intégrer des données environnementales (ou au contraire à intégrer la comptabilité dans l'environnement) : il s'agit de CE *inside-out* monétaires, que nous considérons comme les CE les plus évoluées techniquement, dans la mesure où elles proposent un haut niveau d'intégration des informations économiques et écologiques, et où elles peuvent représenter, pour certaines applications, des instruments de régulation environnementale. C'est la raison pour laquelle nous proposons, dans les sections suivantes, de les analyser plus en détail, afin de déterminer si ces démarches sont susceptibles de conduire à la viabilité des SSE. Les deux grandes approches de CE *inside-out* monétaires sont

les démarches de type *full cost accounting* et *sustainable cost accounting*, que Richard (2012) juge fondamentalement opposées, les premières étant issues des théories néoclassiques de l'économie de l'environnement, les secondes de l'économie écologique et recherchant la conservation du capital naturel critique.

## 1.2 *Full cost accounting*, la comptabilité en coûts complets ou l'évaluation monétaire des externalités environnementales

Une définition généralement admise des *full-cost accountings* (comptabilités en coûts complets, ci-après FCA) nous est proposée par Lamberton (2005), qui, dans la lignée des travaux de Mathews (1993, cité dans Lamberton, 2005) sur la comptabilisation des impacts totaux, les caractérise comme des tentatives visant à évaluer monétairement les coûts totaux résultant des activités économiques d'une organisation, ce qui inclue les coûts sociaux et environnementaux. L'idée fondatrice qui a conduit à l'élaboration de ces démarches est de rétablir la véracité des prix de marché, qui excluent, en l'absence de régulation, ces coûts externes et conduisent à une allocation des ressources biaisée et à une dégradation des écosystèmes. Les travaux portant sur la FCA ont aujourd'hui évolué et ils regroupent des approches diverses. Nous présentons, dans un premier temps, les conceptions communes à ces différents courants, avant de rentrer dans le détail de leurs distinctions et de leurs mises en application.

### 1.2.1 Fondements théoriques de la *full cost accounting*

Si le développement durable se conçoit et se définit à un niveau global (cf. Chapitre 1, sous-section 3.1), sa mise en œuvre nécessite de transcrire les préceptes qu'il véhicule au niveau microéconomique, notamment à celui du fonctionnement des organisations. Selon Atkinson (2000), c'est dans cet esprit, pour relever les défis que cette mise en œuvre soulève, que se sont développées la FCA et les autres CE *inside-out* monétaires. Apparaît donc, dès les prémices de ces comptabilités, la question de la définition du développement durable et le choix entre l'une ou l'autre de ses acceptions théoriques.

Bebbington et al. (2001) consacrent, dans la section introductive de leur ouvrage sur la FCA, un temps important à décrire la manière dont les différentes approches se sont structurées par rapport à ces conceptions. Les auteurs y traitent de la difficulté des parties en présence, lors des grandes manifestations mondiales sur le développement durable (à partir du Sommet de la Terre à Rio en 1992), de se mettre d'accord sur l'origine des problèmes environnementaux (et

des inégalités sociales) et sur les solutions à apporter, en d'autres termes sur la nature de la soutenabilité. Les institutions et organisations occidentales y soutiennent une vision faible, qui n'autorise aucune remise en question profonde des structures constitutives de l'économie capitaliste, de la structure des organisations, des méthodes de mesure de la croissance économique, du bien-être, et de la profitabilité (*Ibid.*). Deux options s'offrent donc à ceux qui souhaitent réformer le fonctionnement de l'économie : travailler avec ces institutions dans le cadre du système économique conventionnel néoclassique, en supposant que ce système puisse représenter une partie de la solution, ou rester en dehors de l'hégémonie capitaliste et œuvrer à la recherche d'un changement plus radical (*Ibid.*). La FCA, qui constitue le choix des auteurs, s'inscrit dans la première voie. Elle va chercher, en employant les outils existants, à infléchir le fonctionnement du système économique et en particulier celui des organisations, de manière à ce qu'ils poursuivent leur fonctionnement « […] d'une manière plus sensible aux enjeux de la dégradation environnementale et de la justice sociale »[23] (Bebbington et al., 2001, p.13). Dans cette conception, le système capitaliste et le fonctionnement des marchés ne peuvent être considérés comme étant la cause profonde des dysfonctionnements environnementaux (et sociaux). S'ils les créent c'est uniquement parce que les variables sur lesquelles ils s'appuient pour alimenter les décisions sont erronées. Les appuis théoriques de la FCA sont donc intégralement empruntés au courant néoclassique de l'économie environnementale. Ils en élargissent les postulats au domaine comptable en considérant que, du fait que les systèmes comptables ignorent tout ce qui n'a pas de prix, ils laissent de côté l'ensemble des biens et services qui en sont dépourvus, ce qui, en raison de l'utilité de la comptabilité, exclut les externalités de toutes les prises de décisions économiques (publiques et privées). Dans ce contexte, la FCA représente un outil de l'économie de l'environnement visant à rétablir la validité des informations de base, c'est-à-dire à incorporer les coûts réels ou potentiels dans les équations, pour rétablir les « vrais prix ». L'impulsion politique originelle pour ce courant a été engagée par la Commission européenne à travers son cinquième programme d'action, qui encourageait le développement de ce type de comptabilité pour que les prix de marché reflètent la consommation et l'utilisation de ressources environnementales (European Commission, 1992, cité dans Bebbington et al., 2001).

Si Bebbington et al. (2001) affirment s'inscrire dans cette mouvance, il est intéressant de noter les nombreux doutes et mises en gardes et qu'ils font partager aux lecteurs. S'agissant, par exemple, de la soutenabilité faible : « [c]ette position pourrait très bien s'avérer être

[23] Notre traduction de : *"[…] in a manner that is more sensitive to issues of environmental degradation and social justice"*.

incorrecte sur le moyen ou long terme car elle est, après tout, basée sur la croyance, l'espoir, et la supposition »[24] (p.11 et 12). Les auteurs semblent même, d'une certaine manière, laisser entendre que leur engagement dans la FCA n'est pas réellement un choix délibéré : « [d]e telles approches pourraient bien être malavisées mais ces mécanismes immanents, réformistes, sont les seuls sur lesquels les entreprises, les gouvernements – et effectivement les organismes comptables – semblent actuellement prêts à s'engager » (p.13)[25].

### 1.2.2 Mise en application de la *full cost accounting*

#### 1.2.2.1 Différents choix techniques dans la mise en œuvre de la *full cost accounting*

*Conception « large » vs. conception « étroite » de la* full cost accounting

Bebbington et al. (2001) défendent une conception large, intégrée de la FCA. Pour eux, le calcul monétaire des externalités ne peut se concevoir sans les outils de régulation qui permettent ensuite d'intégrer ces valeurs dans l'économie. La FCA, réduite à l'évaluation des coûts externes, ne représente en conséquence pas une fin en soi, mais l'étape nécessaire et fondamentale pour corriger les prix de marché. Tout système voué à atteindre la FCA doit ainsi se composer de multiples facettes : approche comptable / démocratique (présentation d'informations environnementales et sociales par les organisations, éco-labels, et autres formes de transparence), approche de la privatisation complète (extension de la propriété privée à tous les aspects environnementaux et sociaux) ; l'approche par la loi et les instruments de marché, et approche par les prix virtuels (évaluation des coûts internes, des coûts externes et / ou des coûts soutenables des organisations) (*Ibid.*).

Cette idée englobante de la FCA n'est cependant pas partagée par l'ensemble des partisans de cette CE, comme le reconnaissent d'ailleurs Bebbington et al. (2001) : « [La FCA] est typiquement employée pour désigner seulement une partie de l'une des approches précitées – alors que nous pensons qu'elle doit être entendue comme une combinaison des quatre »[26]. C'est ce que confirme le parcours de la littérature traitant de la FCA. Atkinson (2000), par exemple, s'il envisage la création d'obligations réelles à intégrer les externalités via le renforcement des droits de propriété (réduction du résultat des entreprises via la constitution

---

[24] Notre traduction de : *"[t]his position may very well prove to be incorrect in the medium to longer term as it is, after all, based on belief, hope and assumption"*.

[25] Notre traduction de : *"[s]uch approaches may well be misguided but such immanent, reformist mechanisms are the only ones with which business, governments – and, indeed accounting bodies – seem currently able to engage"*.

[26] Notre traduction de : *"[FCA] is typically employed to refer to only one part of one of the above approaches – whereas we believe it must be seen as a combination of all four"*.

d'un passif éventuel, comme dans le cas des pollutions accidentelles), l'auteur précise que ce type de mécanisme est hautement dépendant des formes de régulations mises en place, et que le but le plus pratique et spécifique du calcul des externalités est d'informer l'organisation qui en est à l'origine des conséquences de son activité économique sur le bien-être humain. Ce point de vue est corroboré par les différentes initiatives empiriques de FCA, en particulier par les évaluations d'externalités menées par différentes entreprises (cf. *infra*). C'est à ces démarches restreintes mais largement majoritaires, consistant simplement au calcul des externalités, que nous nous référons lorsque nous mentionnons la FCA dans la suite de notre thèse.

Si l'on a exposé précédemment les avantages supposés, du point de vue de l'intérêt général, du calcul des coûts externes pour leur intégration dans le fonctionnement de l'économie (à la condition bien sûr que les hypothèses néoclassiques soient avérées, ce qui n'est pas notre point de vue, cf. Chapitre 1, sous-section 4.3.2.1), ceux d'une simple publication de ces données par une organisation, de manière volontaire et unilatérale, comme proposé par Atkinson (2000), sont moins manifestes. Les organisations paraissent, en effet, avoir peu d'incitations à révéler à l'externe des informations potentiellement sensibles, renvoyant une image négative de l'entité. Ces considérations rejoignent les enjeux soulevés par le *reporting* environnemental, et partagent les mêmes réponses (cf. sous-section 1.1.3.2). La question résiduelle, comme le fait justement remarquer Atkinson (2000), est celle de la valeur additionnelle apportée par la publication d'informations financières par rapport à des indicateurs physiques, comme dans le cas du *reporting*. L'auteur identifie trois types d'avantages associés à cette mise en œuvre « restreinte » de la FCA. Le premier est celui d'une explicitation des impacts environnementaux, dans le cas où l'attention serait portée en priorité à la mesure des dommages causés. Dans ces circonstances, la simple révélation des quantités physiques rejetées (dans le cas de pollutions atmosphériques ou aquatiques par exemple) ne constitue en effet qu'un indicateur limité des dommages environnementaux et sociaux occasionnés. Le second argument consiste à penser que l'évaluation monétaire des impacts, en les définissant via une unité commune, autorise une priorisation parmi eux en vue de leur atténuation (les plus coûteux pouvant être considérés comme prioritaires). Ce faisant, elle permet également de mettre en balance les coûts externes des impacts avec le coût interne de leur réduction par l'organisation. Enfin, l'auteur propose d'autres arguments que nous choisissons de regrouper dans une même catégorie, car renvoyant toutes à des modalités de communication auprès des parties prenantes. La dimension sensible des informations environnementales monétarisées provient du fait que ces données représentent une « mauvaise

nouvelle » pour les parties lésées, mais également pour de nombreux autres acteurs impliqués dans l'organisation. C'est cette même dimension monétaire qui peut, inversement, être mise à profit en cas de mitigation des impacts : elle représente dans ces situations une « bonne nouvelle », et peut être comparée aux dépenses environnementales de mitigation. Autrement dit, les actions environnementales de l'organisation peuvent ainsi apparaitre davantage comme des externalités positives plutôt que comme de simples réductions des externalités négatives. En outre, l'agrégation des évaluations monétaires des différents impacts peut constituer un nouvel indicateur environnemental composite, supposé représenter la performance écologique globale, utilisable par certains observateurs en tant que donnée facilement accessible et interprétable (*Ibid.*).

Notons, pour finir, que l'acception large de la FCA défendue par Bebbington et al. (2001), qui préconise non seulement le calcul des externalités mais également leur intégration, s'avère également large d'un autre point de vue, et peut générer des confusions. Les auteurs mettent au même niveau deux options différentes d'évaluation des coûts associés aux dégradations environnementales, les deux étant, pour eux, équivalentes, voire complémentaires : il s'agit de l'évaluation monétaire des externalités (dont il est exclusivement question dans cette sous-section, et sur laquelle se basent la majorité des auteurs traitant de la FCA), et du calcul des coûts de soutenabilité (*sustainable cost accounting*), comme proposé par Gray (1992, cité dans Bebbington et Gray, 2001). En regroupant ces deux approches, ils considèrent implicitement que les secondes s'inscrivent dans une conception faible de la soutenabilité, à l'image des premières. Nous rejoignons Richard (2012) qui conteste catégoriquement ce point de vue, car, comme nous l'exposons dans la suite de notre thèse (cf. sous-section 1.3), l'intégration des coûts de soutenabilité dans le fonctionnement des organisations a vocation à conduire à une conservation du capital naturel, alors que celle des externalités est susceptible de mener à sa dégradation progressive (cf. Chapitre 1, sous-section 4.3.2).

*Aspects environnementaux à évaluer et méthodes d'évaluation*

Les démarches de FCA cherchent à prendre en compte l'intégralité des impacts environnementaux (et sociaux) générés par une organisation. Si les travaux les plus précurseurs n'intègrent pour la plupart que des paramètres écologiques limités (généralement certains rejets de polluants : GES, effluents liquides, déchets, cf. BSO Origin, 1991), l'évolution récente de ces démarches tend vers l'exhaustivité des aspects environnementaux considérés, avec notamment les tentatives de prise en considération des dommages occasionnés sur la biodiversité, les écosystèmes, les services écosystémiques (SE) (TEEB,

2009 ; Puma, 2011 ; Kering, 2015). Il semble que ce mouvement suive finalement celui de la recherche dans les différentes disciplines mobilisées par la FCA, et en particulier les propositions des économistes environnementaux dans l'évaluation des conséquences monétaires de la dégradation des écosystèmes.

Le calcul des coûts externes, malgré des progrès certains, est encore cependant sujet à de nombreuses controverses, dogmatiques mais également techniques, en lien essentiellement avec la fiabilité des données produites et dont nous traiterons plus spécifiquement en *infra*. Nous cherchons ici à dresser, dans un premier temps, un panorama précis et succinct des différentes méthodes d'évaluation employées.

On dénombre trois principales méthodes pour l'évaluation économique des externalités (Atkinson, 2000 ; Antheaume, 2004) : celle du coût des dommages, celle des coûts d'évitement (ou coûts de contrôle), et la méthode du consentement à payer. La première correspond aux coûts supposés globaux subis par les victimes des dégradations environnementales (coûts d'épuration, dépenses de santé, etc., calculés à partir des prix de marché), la seconde regroupe les dépenses monétaires nécessaires à l'arrêt de la dégradation (coûts internes des équipements de dépollution pour l'essentiel), enfin, la méthode des consentements à payer (ou consentements à recevoir) représente les montants, obtenus via des enquêtes dédiées, que les consommateurs sont prêts à payer ou à recevoir en retour d'une amélioration ou une dégradation, respectivement, des conditions environnementales. Les différences entre ces méthodes s'avèrent profondes et ne relèvent pas simplement de la technique économique, si bien que l'emploi de l'une ou l'autre ne saurait être guidée que par la spécificité de la question posée. Par exemple, lorsque l'intérêt d'une organisation, par l'évaluation de ses externalités, est d'établir l'influence de ses activités sur le bien-être humain, la méthode des coûts de contrôle ne saurait être pertinente (Atkinson, 2000) car elle ne porte que sur des coûts futurs privés. En revanche les deux autres, en théorie, sont susceptibles de révéler la diminution de bien-être provoquée par les activités de production. Un récapitulatif de ces méthodes, des hypothèses qui leur sont associées, et de leur utilisation potentielle est proposé par le Tableau 13.

| | Avoidance costs (method 1) | Cost of damages (method 2) | Collective consent to pay (method 3) |
|---|---|---|---|
| Starting assumption | Compliance with present or future regulatory standards enables society to reach an optimal level of pollution. | External effects correspond to the damages caused to receptors (humans, flora and fauna). | Expenses incurred by households (such as water purification systems), the state and municipalities correspond to a collective consent to pay (CCP) for both the remediation and the prevention of *some* of the external effects caused by all sources of pollution. |
| How are external costs calculated? | They are calculated on the basis of the costs to be incurred to meet existing or future regulatory standards for a given pollutant.<br>As long as those costs have not been incurred they are deemed to be external costs.<br>The external cost of a ton of pollutant emitted is **the cost that has not been incurred to prevent or avoid its emission**. | Using mathematical models or on-site measurements the damage is first quantified.<br>The **monetary value of the damage** is then computed using methods that estimate directly or indirectly individual **willingness to pay** (WP) for the remediation of damages incurred. | CCP is estimated using statistics on the total environmental expenses of households, states and municipalities per compartment (air, water, waste).<br>At a national level, for each compartment, emissions are weighed and summed up using the critical volumes method.<br>The same is done for the emissions from the LCI, for the industrial process.<br>The ratio of the industrial process's emissions to national emissions is then multiplied by the CCP.<br>**The result of this calculation is the part of CCP that is attributable to the process studied.** |
| Main drawbacks | No link is made between polluting emissions and actual physical damages. | Reliable data, models and economic valuation studies are still hard to find. | No link is made between polluting emissions and actual physical damages. |
| Main advantages | Many experimental uses already carried out. | A link is made between polluting emissions and actual physical damages.<br>A growing body of experimental uses. | Accessibility and reproducibility of data. |
| Previous users | BSO/Origin.<br>Public Utilities Commissions (PUC) in the US | EU, DG-XII and US Dept of Energy.<br>ExternE project. | Experimented in this study. |

**Tableau 13. Résumé de trois méthodes d'évaluation des coûts et de la manière dont elles ont été utilisées (Antheaume, 2004, p.450-451).**

Une méthode d'évaluation particulière, associable à celle du coût des dommages, est aujourd'hui largement employée pour la prise en compte de la destruction ou de la conversion des écosystèmes, et de l'érosion associée de la biodiversité : le coût lié à la perte des SE. On peut situer son avènement à la fin des années 1990, marqué par la publication de l'article de

Costanza et al. (1997) qui proposait une estimation de la valeur annuelle des flux de SE, mais son déploiement s'est réellement accéléré depuis la parution du rapport TEEB (2009) et la constitution des bases de données qui lui sont associées. Cette méthode peut faire appel à différentes techniques d'évaluation selon la nature des SE en jeu : prix de marchés, évaluation contingente, analyse conjointe, coûts de déplacements, prix hédoniques, etc. (voir par exemple EPA, 2009, Barbier, 2009, cités dans Levrel et al., 2012).

#### 1.2.2.2 Mises en application de la *full cost accounting* par les organisations

Notre recherche bibliographique dans le domaine de la FCA « appliquée » a révélé que de nombreuses organisations mobilisent ou ont mobilisé cette technique. Une première génération de projets de FCA est présentée en détail dans l'article d'Antheaume (2004), qui regroupe une douzaine de cas. Parmi eux, nous choisissons ici de nous attarder sur deux initiatives que nous considérons comme les plus emblématiques, et dont il est souvent question dans la littérature : celles de l'entreprise informatique hollandaise BSO Origin (BSO Origin, 1991 ; Huizing et Dekker, 1992) et celle de l'électricien canadien Ontario Hydro (EPA, 1996 ; Gale et Stokoe, 2001).

Une nouvelle génération de démarches de FCA menées par les entreprises a vu le jour au début des années 2010 avec la publication de l'*environmental profit and loss account* (EPL) par l'équipementier sportif Puma (Puma, 2011), dont la méthodologie a été reprise ensuite par d'autres organisations à commencer par la firme pharmaceutique danoise Novo Nordisk (Novo Nordisk, 2014), puis par le groupe d'habillement et d'accessoires Kering (anciennement Pinault-Printemps-Redoute) (Kering, 2015), dont Puma fait partie. C'est à cette méthodologie de l'EPL que nous nous intéressons dans un troisième temps.

Pour chaque démarche, nous présentons, dans un premier temps, les objectifs poursuivis – ce qui nous permettra d'approcher la conception de la FCA qui s'y rapporte – ainsi que les choix méthodologiques des concepteurs. Cela nous autorise, dans un second temps (sous-section 1.2.3), à vérifier l'adéquation de ces choix par rapport aux objectifs visés, et de confronter les résultats obtenus aux objectifs affichés.

*La full cost accounting menée par Ontario Hydro (EPA, 1996 ; Gale et Stock, 2001)*

La FCA, pour Ontario Hydro, représente avant tout un outil permettant à l'entreprise d'intégrer les considérations environnementales dans ses prises de décision. L'ambition de la démarche est d'identifier les coûts environnementaux internes de la firme (dépenses environnementales, cf. sous-section 1.1.3.1) ainsi que d'évaluer monétairement ses coûts

externes, afin d'intégrer ces données dans les analyses coûts-bénéfices privées et améliorer la prise de décision, et accroître sa compétitivité. Ces considérations dénotent une vision restreinte de la FCA, à travers laquelle il n'est pas recherché la correction des prix de marché de manière à ce qu'ils reflètent les « vrais coûts » de la production, mais simplement l'évaluation de ces coûts à des fins de communication et / ou d'utilisation privée.

Les principaux bénéfices attendus de la FCA, à travers l'évaluation des coûts externes, sont les suivants : la diminution des impacts environnementaux pour un coût le plus faible, l'alimentation des choix par des considérations relatives aux impacts présents et futurs (amélioration de la prise de décision), l'évitement de coûts futurs (notamment par l'anticipation de futures responsabilités et coûts environnementaux, en participant à la conception des politiques environnementales).

Ontario Hydro est en fait contraint depuis le début des années 1970 par les autorités canadiennes de soumettre des études relatives à ses coûts externes, afin d'analyser les impacts sur le bien-être des populations canadiennes de la surproduction d'électricité à destination des Etats-Unis, en ce qui concerne les centrales à énergie fossile et les centrales nucléaires. Depuis cette époque, l'entreprise emploie la méthode des coûts des dommages pour évaluer ses externalités, par opposition à l'approche du coût de contrôle, qui n'est pas géo-spécifique. S'agissant des impacts qu'elle juge monétarisables, Ontario Hydro utilise ainsi les prix de marché pour déterminer leurs coûts sociaux, comme la baisse de la productivité agricole par exemple. Pour les impacts qui ne concernent pas les biens ou services échangés sur les marchés, l'entreprise utilise les techniques de consentement à payer ou consentement à recevoir. En raison des limites scientifiques qui entourent l'évaluation de leurs effets sur l'environnement ou la santé, d'autres impacts environnementaux sont estimés comme ne pouvant être estimés que qualitativement, ou quantifiés en unités physiques seulement. Ontario Hydro a par exemple évalué les externalités induites par sa production d'électricité d'origine fossile dans l'Ontario : les seules externalités prises en compte sont celles relatives à certains rejets gazeux ($SO_2$, $SO_4$, $O_3$, etc.), en estimant la valeur économique des impacts sur la santé, les cultures agricoles, et les bâtiments. Précisons à ce titre que l'évaluation monétaire des externalités dépend fortement des avancées de la recherche dans le domaine des sciences de l'environnement et de l'économie de l'environnement. Le document de l'EPA qui décrit la démarche menée par Ontario Hydro a été rédigé en 1996 et présente des pratiques antérieures à cette date, on peut donc penser que le niveau des connaissances de l'époque ne pouvait autoriser davantage d'exhaustivité dans la prise en compte des impacts.

L'évaluation environnementale des projets chez Ontario Hydro était basée, avant l'application de la FCA, sur le respect de la réglementation environnementale et sur une série de données subjectives. L'absence d'informations monétaires relatives aux impacts environnementaux ne permettait pas de comparer les différentes options d'investissement selon un critère commun. La mise en œuvre de la FCA est supposée permettre d'intégrer de nouvelles informations économiques dans l'évaluation de nombreux projets : décisions d'investissement, importations et exportations d'électricité, arrêt / réhabilitation des centrales existantes, installation d'équipements de dépollution, performance environnementale globale, etc. Le document de l'EPA (1996) stipule par exemple que, dans le cadre d'une décision d'investissement de 24 millions de dollars dans la rénovation d'un réseau de transport, l'utilisation de ces critères aurait permis une réduction de 20 % de la perte d'énergie par le choix de conducteurs plus efficaces, une augmentation de revenus de 5 millions de dollars par la réutilisation et le recyclage de composants, l'initiation d'un programme de restauration des habitats sur les servitudes, et de favoriser l'emploi et les bénéfices économiques dans les collectivités locales.

*La proposition BSO/Origin (BSO Origin, 1991 ; Huizing et Dekker, 1992)*

La FCA (*environmental accounts*) constitue pour BSO/Origin un instrument qui doit permettre aux entreprises de résoudre les problèmes environnementaux. Cette démarche vise à présenter les incidences, en termes financiers, des impacts écologiques de l'entreprise, pour permettre de calculer sa « valeur perdue » (par opposition à la valeur ajoutée), somme qui doit être retranchée de la valeur ajoutée afin de constituer une « valeur ajoutée nette », représentant le retour net de l'entreprise après prise en compte de ses dommages écologiques. L'entreprise BSO/Origin, dans son rapport (BSO Origin, 1991) applique cette technique en proposant une redéfinition du résultat net fictive, la valeur perdue n'étant pas réellement imputée à ses profits.

Cette vision de la FCA coïncide en quelque sorte avec la conception large promue par Bebbington et al. (2001). Elle conduit, si accomplie, à intégrer les vrais coûts de la production des biens et services dans le fonctionnement de l'économie, et donc potentiellement à rétablir de vrais prix. Nous verrons toutefois que la question de l'intégration des coûts complets reste entière parce que, si elle est prétendument souhaitée par BSO/Origin et que des pistes d'opérationnalisation sont proposées, sa mise en œuvre n'a pas eu lieu.

L'objectif de la FCA portée par BSO/Origin est donc de calculer la « valeur environnementale perdue » du fait de ses activités. Pour ce faire, l'entreprise a choisi de ne prendre en compte que les estimations économiques de ses impacts directs, les dommages amont et aval ne sont

donc pas incorporés. Cette approche est justifiée par la transposition du concept de valeur ajoutée (VA), concept cumulatif (la VA d'un produit est égale à la somme des VA de chaque entreprise qui y ont contribué), à celui de valeur perdue : chaque entreprise ne doit prendre en compte que ses propres impacts directs afin d'éviter les doubles-comptes.

Si elle venait à être généralisée (chaque entreprise définissant ses comptes environnementaux sur la base des mêmes standards), cette méthodologie permettrait ainsi de calculer le « produit national écologique net », différence entre le produit national brut (somme des VA de toutes les entreprises d'un pays) et la « perte nationale » (somme des valeurs environnementales perdues de ces mêmes entreprises), et de comparer la performance environnementale des pays. Par ailleurs, BSO/Origin propose que la valeur perdue par chaque firme constitue la base de calcul des taxes environnementales par les services de l'Etat.

La valeur perdue correspond aux coûts des impacts environnementaux, et se décompose en coûts de traitement des pollutions réalisés et supportés par des tiers (e.g. transport des déchets, des effluents, épuration de l'eau, incinération, etc.), et les coûts des pollutions résiduelles après que les traitements ont été appliqués. La première catégorie de coûts est relativement aisée à déterminer et s'appuie sur les prix de marché correspondants. La seconde soulève en revanche de plus délicates questions de valorisation. Si l'entreprise a souhaité privilégier un calcul de ces coûts via l'évaluation des dommages, l'idée a finalement été abandonnée en raison du « […] manque de connaissance de la nature et de l'étendue des dommages, amplifié par le fait que les dommages environnementaux n'ont pas de prix de marché »[27] (BSO/Origin, 1991, p.59). Finalement, l'option retenue a été de calculer les coûts de ces pollutions résiduelles à travers le coût marginal des mesures de contrôle de ces pollutions, sur la base des niveaux de pollution économiquement optimaux. Une fois calculés, BSO/Origin a soustrait à ces coûts « externes » le montant des dépenses environnementales de l'entreprise (activités environnementales sous-traitées, taxes environnementales, etc.), pour aboutir à la « valeur perdue » de l'entreprise, déduite ensuite fictivement de ses profits.

*L'Environmental Profit & Loss (Puma, 2011 ; Novo Nordisk, 2014 ; Kering, 2015)*

Nous commençons par présenter en détail la démarche proposée en 2011 par Puma, en nous attardant davantage sur la méthodologie appliquée qui s'avère à l'heure actuelle la plus aboutie, puis nous traitons succinctement des évolutions apportées à ces travaux dans le rapport 2015 du groupe Kering.

---

[27] Notre traduction de : *"[…] lack of knowledge of the nature and extent of the damage, compounded by the fact that environmental damage has no market price"*.

Au travers de son EPL, l'entreprise Puma cherche à publier, à destination des publics internes comme externes, une évaluation économique de ses externalités prétendant à l'exhaustivité. Les objectifs sous-jacents avancés par l'équipementier sont autant stratégiques (orientation des décisions d'investissement, gestion des risques, etc.) que relevant de sa responsabilité (transparence vis-à-vis des parties prenantes). L'idée est également, par la conversion des impacts environnementaux en une unité commune, de pouvoir les comparer entre eux et des prioriser les actions à vocation écologique. Ce projet de simple évaluation des externalités, sans proposition ni incitation pour leur internalisation, relève donc d'une conception réduite de la FCA.

La démarche initiée par Puma correspond à une évaluation économique des dommages environnementaux causés par certaines interactions environnementales de la firme sur l'ensemble de sa chaîne logistique : consommation d'eau, occupation des sols, émission de gaz à effet de serre (GES) et d'autres polluants atmosphériques, et génération de déchets solides. Nous nous intéressons ici essentiellement à trois de ces paramètres environnementaux, afin d'illustrer la démarche : la consommation d'eau, les émissions de GES, et les changements d'affectation des sols.

Pour calculer l'impact des émissions de GES en termes financiers, Puma s'est appuyée sur le concept de « coût social du carbone », et notamment sur l'étude de Tol (2009, cité dans Puma, 2011). Le coût social du carbone traduit le coût occasionné pour la société par le changement climatique actuel et à venir (diminution de la productivité agricole, hausse des dégâts causés par les catastrophes naturelles, etc.) que l'on peut attribuer à une tonne d'équivalent $CO_2$.

Les externalités liées à la consommation d'eau sont évaluées comme la perte de valeur liée à la diminution de la disponibilité de l'eau pour un usage indirect (reconstitution d'eau douce, maintien des écosystèmes et des nutriments, etc.), résultant de l'activité de l'entreprise et de sa chaîne de valeur. La valeur perdue liée à la diminution de sa disponibilité pour la consommation directe n'est pas incluse car supposée intégrée dans le prix payé de l'eau. Les résultats sont ensuite pondérés en fonction des revenus locaux et de la rareté de l'eau dans les différentes régions dans lesquelles Puma intervient.

S'agissant de la biodiversité, l'analyse réalisée par Puma se propose d'évaluer les externalités environnementales provoquées par la perte de biodiversité et de SE résultant de la conversion des écosystèmes naturels en terres pour l'agriculture et en bâtiments, pour les opérations de Puma et de sa chaîne d'approvisionnement. La majeure partie des terres converties est associée à la culture du coton, du caoutchouc et à l'élevage bovin pour le cuir, et donc associée aux producteurs de matières premières. Dans un premier temps, la superficie des

terres utilisées pour la production des matières premières n'étant pas connue, les auteurs considèrent l'impact de l'entreprise comme une part de l'impact total de l'industrie au sein de chaque pays où interviennent les fournisseurs de Puma. La détermination de ces surfaces a ainsi été calculée en fonction de la part de la production destinée à Puma par rapport à la production totale du pays. Si pour le coton et le caoutchouc, l'impact de l'utilisation des terres est entièrement attribué à Puma, pour le cuir, un ajustement a été effectué pour tenir compte du fait que le cuir n'est pas le seul débouché économique de la production bovine. L'étude de la conversion des écosystèmes associés à la production de l'entreprise se base ensuite sur les huit cent soixante-sept écorégions terrestres identifiées par le WWF (Olson et al., 2001). Une valeur à l'hectare leur est attribuée, enfin, pour chaque pays, grâce à l'analyse des nombreuses études compilées et réalisées pour TEEB (2009).

Une étape complémentaire, dont il est question dans l'EPL de Puma mais non encore amorcée, prévoit d'évaluer les bénéfices sociaux et économiques liés à l'activité de Puma, par le biais de la création d'emplois, des impôts, des initiatives philanthropiques et d'autres éléments créateurs de la valeur. Ces bénéfices seront ensuite comparés aux coûts externes pour ainsi établir le « compte de résultat environnemental, social et économique » de Puma.

L'EPL de Kering, publié en 2015, reprend en grande partie la méthodologie mise en application par Puma. Les amendements les plus notables concernent l'intégration de nouvelles externalités, celles liées à la pollution de l'eau notamment, et qui constituaient un manque majeur de la précédente étude.

La volonté de sommer des externalités de natures différentes (relevant des capitaux naturels, sociaux, et économiques) semble y avoir été abandonnée. En revanche est apparue celle de comptabiliser les « profits environnementaux » générés par le groupe, à savoir l'évaluation économique de la diminution des impacts environnementaux (cf. sous-section 1.2.3.2).

### 1.2.3 Analyse critique de la *full cost accounting*

#### 1.2.3.1 Les limites de l'évaluation économique des externalités

*Une évaluation réductrice*

Comme nous l'avons mentionné dans notre premier chapitre (cf. Chapitre 1, sous-section 3.1), les externalités correspondent aux effets néfastes ou bénéfiques des activités humaines sur le bien-être humain, et qui ne sont pas pris en compte par le système économique. On parle en conséquence aussi d'effets externes, car il s'agit d'effets externes au marché, subis en général par des agents déconnectés des activités qui en sont à l'origine. Ces effets, s'agissant

d'incidences négatives, apparaissent lorsque le niveau des dégradations environnementales (par exemple la concentration des rejets de polluants liquides dans les cours d'eau, ou le taux de conversion des écosystèmes naturels en systèmes anthropisés) dépasse les capacités d'assimilation des milieux (Pearce, 1976 ; Stambouli, 2000). Ces effets néfastes sur le bien-être humain sont aussi variés que les atteintes à la santé, la diminution des rendements agricoles, la dégradation des ressources alimentaires (qualité de l'eau, des cultures, etc.), la destruction de valeurs symboliques ou spirituelles (espèces emblématiques, lieux de culte, etc.), ou la perte d'autres SE. Certains peuvent se traduire par une apparition ou une augmentation de certains coûts pour les agents concernés (dépenses de santé, coûts de traitement de l'eau, coûts de restauration des milieux, etc.) et peuvent ainsi faire l'objet de compensations monétaires (c'est le principe de la monétarisation des externalités). Mais d'autres effets ne sauraient être économiquement compensés (ou pas de manière pertinente), c'est le cas par exemple de nombreuses atteintes à la santé et à la vie humaine, de la perte des valeurs symboliques et / ou spirituelles liées aux écosystèmes et à la biodiversité, de la disparition des espèces et des individus (en raison de leur valeur intrinsèque), ou de la dégradation de la plupart des fonctions écosystémiques (ou SE de support), dont la dégradation progressive est susceptible de remettre en question les conditions d'existence de la vie humaine.

La FCA, à travers la simple et systématique évaluation monétaire des externalités qu'elle suppose, ignore donc une part, potentiellement considérable, des effets externes des activités qu'elle cherche à réguler.

Par ailleurs, comme nous l'avons mentionné dans la sous-section précédente, le calcul économique des externalités encouragé par la FCA dans sa forme la plus complète, celle prônée par Bebbington et al. (2001), a pour objet leur intégration dans les équations économiques afin de rétablir la véracité des prix. Ce processus est à l'origine d'autres difficultés, que nous allons ici détailler.

D'une part, comme nous venons de l'introduire, l'évaluation monétaire des externalités suppose que l'ensemble des effets externes puissent être compensés financièrement, ce qui exclut du raisonnement de nombreuses pertes de bien-être humain, en particulier celles qui sont les plus dommageables à court et long terme et qui ont des coûts incommensurables (mortalité, maladies incurables, chroniques, dégradation du « tissus vivant » de la biosphère, soutien de la vie terrestre, etc.). Si bien que la part des effets que les démarches de FCA cherchent à intégrer dans les calculs économiques est, dès l'origine du processus,

extrêmement incomplète, ce qui rend, dès lors, l'intégralité du processus caduque. Mais nous verrons que ce problème, s'il est fondamental, est loin d'être isolé.

De nombreux autres problèmes de calcul se posent même pour les effets externes dont des coûts peuvent théoriquement être évalués de manière pertinente. En remettant en question la validité des évaluations, ils fragilisent encore davantage le mécanisme de la FCA. Ces limites sont bien documentées (Stirling, 1997 ; Antheaume, 1999 ; Krewitt, 2002 ; Soderholm et Sundqvist, 2003), aussi, nous ne cherchons pas ici à être exhaustifs sur ces questions.

*Un manque de fiabilité des évaluations économiques*

Il existe, en premier lieu, une limite importante associée aux paramètres environnementaux pris en compte. Comme le fait remarquer Antheaume (2000), et comme nous avons pu le constater dans la section précédente, la majeure partie des approches de FCA n'incluent que quelques impacts, loin de refléter la totalité des influences environnementales identifiables des organisations. Cette limite était particulièrement prégnante dans le cas des initiatives de FCA primitives du fait de la limitation des techniques de calcul économique (c'est le cas notamment des démarches menées par Ontario Hydro et BSO/Origin, cf. sous-section 1.2.2.2), et semble s'atténuer de plus en plus, les techniques les plus récentes de l'EPL tendant vers l'exhaustivité (par exemple en ce qui concerne la démarche d'EPL menée par Kering, cf. sous-section 1.2.2.2).

Une autre limite, en lien avec la précédente, concerne le manque de connaissances sur la manière dont les dégradations environnementales influent sur le fonctionnement des écosystèmes et sur le bien-être humain (Antheaume, 1999, 2004). Ces aspects peuvent engendrer des erreurs considérables dans la détermination des coûts, en particulier en ce qui concerne les méthodes de coûts de dommages et par extension celles des coûts des pertes de SE, car elles sont susceptibles d'ignorer certains effets dont la science n'a pas encore connaissance, potentiellement coûteux, ou dont le coût peut s'avérer incommensurable. De nombreux produits ou substances sont actuellement sujets à controverses, et questionnent fortement les externalités qui peuvent y être associées. C'est le cas notamment des organismes génétiquement modifiés (OGM), des nanoparticules, des perturbateurs endocriniens, ou encore des substances radioactives, mais c'est également le cas de l'érosion progressive de la biodiversité.

La troisième difficulté à laquelle se heurte le calcul des coûts externes a trait aux techniques de monétarisation à proprement parler. Jusqu'ici, nous avons constaté que le processus de la FCA ignorait une partie non négligeable des effets externes (i.e. effets non compensables

économiquement) ainsi que des coûts associés à ces effets (i.e. coûts qui n'ont pas encore été mis en évidence). Les problèmes dont il est maintenant question concernent les coûts qui sont effectivement pris en compte, et leur estimation. Ces difficultés peuvent provenir en premier lieu du choix de la technique de calcul des coûts. Nous avons mentionné, dans la sous-section précédente, les choix des différentes organisations concernant ces méthodes de calcul, et constaté que certaines techniques s'avèrent plus adaptées au calcul économique d'externalités associé aux pertes de bien-être : la méthode des coûts des dommages privilégiée par Ontario Hydro est, à ce titre, plus pertinente que celle des coûts de contrôle employée par BSO/Origin. Cette question du choix méthodologique est d'autant plus sensibles que, comme l'a démontré Antheaume (1999, 2004), le niveau des estimations varie grandement suivant la méthode utilisée, « d'un ordre de 1 à 12 000 pour le même procédé industriel » (Antheaume, 1999, p. 276). Si l'on s'intéresse maintenant à une technique en particulier, celle de l'évaluation des coûts des dommages qui est généralement privilégiée, il apparaît d'autres difficultés techniques. Elles proviennent essentiellement de l'acquisition des données, car les effets économiques externes des dégradations sont extrêmement spécifiques des conditions locales, qu'elles soient écologiques, économiques ou sociales. Ainsi, les évaluations monétaires supposent la récolte d'une quantité considérable d'informations, ce qui rend peu réaliste leur généralisation (Fondation 2019, 2013). Les techniques de transfert, employées pour contourner ce problème, consistent à mobiliser des fonctions de transfert permettant d'adapter les résultats d'autres études, obtenus dans des contextes comparables, aux conditions locales considérées. Si elles présentent l'intérêt de réduire grandement la quantité de données nécessaires, ces techniques réduisent également en contrepartie, et de manière sévère, la fiabilité des évaluations produites en augmentant le niveau des incertitudes (Fondation 2019, 2013). Enfin, des limites importantes de ces calculs sont associées au choix du taux d'actualisation appliqué, car l'absence de consensus sur la valeur à appliquer génère automatiquement une très forte variabilité dans les résultats produits.

Considérées globalement, l'intensité de ces limites et les difficultés de calcul sont telles que Chevassus au Louis et al. (2009) considèrent que, s'agissant des externalités liés à la perte de biodiversité et de SE, les études les plus récentes et les plus exigeantes qui s'y sont consacrées « n'obtiennent des résultats numériques qu'au prix de simplifications drastiques » (p. 194). Ces considérations rejoignent celles plus générales de Baret et Dreveton (2007) pour qui « quels que soient les efforts consentis pour obtenir une évaluation monétaire, celle-ci ne donnera qu'un ordre d'idée du montant du coût environnemental » (p. 20).

#### 1.2.3.2 En conséquence, la difficile atteinte des objectifs de la *full cost accounting*

Ces limitations dans l'évaluation monétaire des coûts externes entraînent des répercussions sur la pertinence de leur utilisation opérationnelle, à différents niveaux, suivant les modalités d'utilisation de la FCA. Nous considérons qu'ils viennent affaiblir grandement les outils proposés et rendre l'atteinte des objectifs affichés par les instigateurs de telles démarches très incertaine.

S'agissant des approches étroites de la FCA tout d'abord, les buts poursuivis, comme nous l'avons vu en partie dans la sous-section précédente, peuvent avoir trait à la comparaison (des organisations, des produits, ou des procédés), à la prise de décision en interne (choix d'investissement, lié à la comparabilité), à la gestion environnementale (priorisation des impacts à réduire), ou à la communication (transparence, proactivité, responsabilité). Nous évaluons, dans un premier temps, la capacité des techniques de FCA à atteindre ces objectifs « restreints », puis nous nous intéressons à l'atteinte de ceux des approches « élargies » (i.e. l'internalisation des externalités).

*Aide à la prise de décision*

Concernant les objectifs de comparaison et, par extension, de participation à la prise de décision, nous nous appuyons sur les propos d'Antheaume (1999), qui estime qu'à la vue des différents biais qui peuvent apparaître dans les évaluations, « les coûts externes environnementaux d'un produit ou d'un procédé ne doivent pas être interprétés en termes d'impacts environnementaux. Toute décision de gestion exploitant de cette manière des données sur les coûts externes serait sans fondement scientifique » (p. 18). Comment, en effet, baser des décisions et des transactions qui conditionnent l'avenir et la viabilité de l'organisation sur des informations aussi peu tangibles ? Et, qui plus est, sur des montants qui ne l'impactent pas réellement et dont nul ne peut garantir qu'ils l'impacteront à l'avenir ?

Si l'on prend l'exemple de l'entreprise Ontario Hydro et la décision d'investissement brièvement décrite par L'EPA (1996) (cf. sous-section 1.2.2.2), on peut questionner, en l'absence de détails, en quoi la connaissance des coûts externes (extrêmement incomplète) a permis d'orienter les décisions d'investissement de l'entreprise : comment les informations monétaires sur les externalités ont permis, par exemple, de décider de l'emploi de conducteurs plus efficaces, de la réutilisation et du recyclage de composants, ou de la restauration des habitats ? Il n'apparaît pas clairement, pour nous, en quoi ces techniques apportent davantage d'information par rapport à des indicateurs physiques des impacts et des indicateurs monétaires des coûts internes.

*La hiérarchisation des impacts environnementaux*

Lorsque, par ailleurs, la FCA est utilisée pour la gestion environnementale par l'organisation qui la mobilise, l'idée centrale de l'évaluation est de produire une classification des impacts environnementaux, ce qu'autorise l'emploi de l'unité commune que représente la monnaie. Cette finalité suppose que l'on puisse considérer qu'un impact plus coûteux socialement serait à traiter en priorité. Au-delà de l'impossibilité de comparer les impacts entre eux de manière appropriée, du fait des trop grandes incertitudes qui pèsent sur les évaluations et selon les mêmes arguments que ceux cités dans la sous-section précédente, la philosophie même de la démarche n'est pas exempte de critiques. Peut-on justifier, en effet, d'ignorer certains impacts et leurs effets externes au motif que d'autres dégradations engendrent des effets plus coûteux et / ou sur d'avantage d'agents ? Par ailleurs, certaines dégradations peu coûteuses à court terme peuvent avoir des conséquences considérables sur le long terme, mais impossibles à prédire. L'éclairage de la science écologique, sur laquelle se base notre cadre de viabilité, invite à adopter une attitude prudente sur ces questions, en traitant l'intégralité des effets externes d'une activité jusqu'à leur disparition (ce qui correspond au respect des seuils écologiques). La FCA, même dans sa vision la plus large, ne partage pas ces considérations, comme nous allons le démontrer en *infra*.

*L'opération de communication*

Le dernier objectif privé identifiable de la FCA (dans sa conception étroite), relève des aspects de communication et de l'image associée à l'entreprise pour les parties prenantes externes. Cette finalité n'est en général pas explicitement mentionnée par les instigateurs des démarches de FCA, mais identifiée par les analystes. C'est le cas des critiques de *greenwashing* adressées à l'encontre de l'initiative menée par BSO/Origin (Huizing et Dekker, 1992), et le risque associé à de telles démarches pour Antheaume (1999). Etant donné qu'il n'existe aucun standard pour le calcul des externalités, les résultats peuvent être produits soit uniquement à des fins de communication, soit de manière à préconiser tel procédé, faire valoir tel produit, ou vanter telle entreprise si les coûts externes sont évalués de manière globale. C'est cette utilisation « détournée » de la FCA qui nous paraît la plus critiquable : celle qui consisterait à produire des résultats adaptés à alimenter des décisions prises en amont, selon des considérations autres qu'environnementales ou sociales, ou à démontrer la transparence des activités de l'organisation. Il apparaît ici clairement que cette utilisation, si elle est avérée, se nourrit des limites de l'évaluation monétaire exposées précédemment et de l'incapacité de l'outil à atteindre de manière rigoureuse les objectifs privés affichés par les

utilisateurs de la FCA. Ce type d'utilisation nous apparaît d'autant plus probable que son bénéfice serait multiple : la validation de décisions difficilement justifiables sans ces arguments, et le renforcement de l'image de l'organisation mettant en œuvre de tels procédés décisionnels – supposés innovants, et supposés contribuer à l'intérêt général et favoriser le bien-être collectif.

En lien avec ces objectifs supposés de communication, il est intéressant de faire mention ici d'un objectif de l'EPL, explicitement exprimé dans la documentation publiée par Puma (Puma, 2011). L'entreprise avait le projet d'élaborer, en plus de l'évaluation des coûts externes, un calcul des externalités sociales positives de l'entreprise, en termes de création d'emploi, de paiement d'impôts, de mécénat, etc. L'objectif sous-jacent étant de sommer externalités positives et négatives afin d'aboutir à une estimation des coûts (ou bénéfices) sociaux globaux engendrés par l'activité de l'entreprise. Cette idée repose sur l'hypothèse d'une possible substitution des différents capitaux et renvoie, comme l'ensemble des démarches de FCA, à une conception faible de la soutenabilité. On peut penser que ce projet, puissant en termes de communication, aurait également été la source de vives critiques. Il semble néanmoins avoir été abandonné par le groupe Kering, et n'apparaît pas dans le rapport publié par le groupe en 2015 (Kering, 2015). En revanche, figure dans cette dernière publication un nouvel objectif à plus long terme : celui d'évaluer ce que les auteurs qualifient de « profits environnementaux ». Les auteurs estiment, par exemple, que la restauration de certains SE dégradés du fait de l'activité de l'entreprise (dans le cas de la production de laine notamment), c'est-à-dire l'atténuation de certains de ses impacts indirects, peut être considérée comme un profit environnemental résultant de meilleures pratiques de production. L'objectif final semble donc être celui d'une présentation des actions des réductions des impacts, auprès des parties prenantes externes, interprétées en tant que profits environnementaux (en d'autres termes en tant qu'externalités positives), dont on peut penser qu'elle favoriserait l'image écoresponsable et proactive de l'entreprise. Or, comme nous l'exposons plus en détails dans la seconde section de ce chapitre, et comme le définissent les auteurs eux-mêmes, une telle interprétation est erronée : « [u]n profit net global ne pourrait être obtenu que si l'entreprise peut démontrer des améliorations allant au-delà de ce qui se serait passé si l'activité de l'entreprise n'avait aucun impact négatif »[28] (Kering, 2015, p. 94). Autrement dit, des actions environnementales ne peuvent être considérées comme génératrices de réels profits nets – d'externalités positives – que si elles permettent d'aller au-

[28] Notre traduction de : *"[a]n overall net profit could only be achieved if the business can demonstrate improvements over and above what would have occurred if the business activities had no detrimental impact"*.

delà d'un niveau environnemental « de référence ». Dans toutes les autres situations, il ne peut s'agir de que réduire des dommages écologiques et des externalités négatives.

Ces développements nous poussent à penser, d'une part, que les objectifs associés à la vision étroite de la FCA, c'est-à-dire ceux poursuivis par la majorité des initiatives de FCA, sont limités voire critiquables du point de vue écologique. L'autre constat qui émerge de notre confrontation des capacités techniques de l'évaluation monétaire des externalités aux différents objectifs associés à la vision étroite de la FCA est le suivant : les objectifs explicites de ces démarches ne peuvent pas être atteints (ou pas dans des conditions scientifiquement satisfaisantes), ce qui rend probable des utilisations de la FCA écologiquement – voire éthiquement – non pertinentes (e.g. priorisation des impacts), inutiles du point de vue environnemental (e.g. simple communication des coûts externes), voire détournées (e.g. prises de décisions biaisées).

*L'internalisation des externalités*

Il existe cependant, comme nous l'avons mentionné en *supra*, une vision plus englobante et plus audacieuse de la FCA, qui vise à intégrer les externalités environnementales négatives dans les calculs économiques. Nous ne revenons pas ici sur les problèmes techniques liées au calcul des coûts externes qui limitent, dans l'état actuel des connaissances, évidemment fortement les ambitions de la conception large de FCA. Nous nous attardons cependant sur le concept même de FCA élargi, tel que préconisé par Bebbington et al (2001), en analysant les effets que pourraient engendrer l'atteinte des objectifs poursuivis. Nous supposons donc, pour cela, que les freins méthodologiques à la mise en œuvre de la FCA sont levés, et que des acceptions intégrées de la FCA peuvent être mises en place de manière rigoureuse.

La FCA conduit, dans ce contexte, à produire des évaluations monétaires de l'ensemble des externalités générées par les organisations présentes sur un territoire. Ces montants doivent alors être utilisés par les pouvoirs publics pour être intégrés dans les calculs économiques, par exemple via l'emploi d'outils économiques, comme l'instauration d'une taxe sur les externalités, telle que proposée par BSO/Origin. Notons toutefois que la démarche de cette entreprise est loin d'être rigoureuse du point de vue de l'intégration des coûts externes dans le fonctionnement de l'économie, en particulier, comme nous l'avons mentionné dans la sous-section précédente, en raison des options de monétarisation critiquables choisies, de la soustraction des dépenses environnementales au montant des externalités – alors même que ces coûts sont déjà, normalement et par définition, exclus du calcul des coûts externes –, et du

manque de précision quant aux modalités de taxation et à l'objectif environnemental poursuivi.

C'est cette question de l'objectif écologique poursuivi qui apparaît ici fondamentale. L'utilisation des calculs de coûts externes est, dans les contextes suggérés par la FCA élargie, exclusivement dirigée par la détermination d'un optimum économique de dégradation. C'est-à-dire, comme explicité dans notre premier chapitre (cf. Chapitre 1, sous-section 3.2.1.1), qu'il ne s'agit en aucun cas de faire disparaître les effets externes, ou de chercher à distinguer ceux qui peuvent s'avérer « critiques » des points de vue écologiques ou sociaux. Il s'agit d'égaliser l'estimation monétaire de leur coût marginal à celle des bénéfices marginaux privés retirés des dégradations, et déterminer ainsi la situation d'optimum, c'est-à-dire le niveau de dégradation supposé optimal du point de vue du bien-être humain. Les activités des organisations sont alors limitées par ces niveaux normatifs de dégradation, mais autorisées malgré tout à éroder le capital naturel jusqu'à les atteindre, en dépassant potentiellement les capacités assimilatrices des écosystèmes et en engendrant des effets externes (donc des coûts externes ainsi que d'autres effets non mesurables monétairement mais qui peuvent s'avérer délétères). Ces phénomènes sont réputés conduire à une érosion du capital naturel s'amplifiant dans le temps, et, à terme, à la dégradation définitive des écosystèmes (processus infernal de Pearce, cf. Chapitre 1, sous-section 4.3.2.1).

Pour conclure notre section portant sur la FCA, il ressort de notre analyse deux considérations majeures. La première consiste à penser que, quelles que soient les finalités des FCA, leur atteinte est à l'heure actuelle fortement compromise par les limitations techniques et conceptuelles des méthodes d'évaluation économique des externalités, à l'exception des objectifs ne relevant que de la pure communication. S'agissant de la seconde, nous estimons qu'en cas de levée de ces difficultés et donc d'une atteinte des finalités de la FCA (alimentation de la prise de décision privée, priorisation des impacts environnementaux à traiter, intégration des externalités dans le calcul économique), ce type de processus n'est pas en mesure d'assurer la viabilité des écosystèmes car il n'est alimenté par aucune considération d'ordre écologique.

### 1.3 *Sustainable cost accounting*, la comptabilité des coûts de soutenabilité ou la comptabilité du maintien du capital naturel

Nous avons mis en évidence, dans la section consacrée à la FCA qui précède, que Bebbington et al. (2001) comprennent dans les mécanismes constitutifs d'une FCA élargie des processus

variés, comme la mise en place de standards volontaires, d'instruments réglementaires et économiques, l'extension des droits de propriété, ainsi que la détermination des *shadow costs* : des CE regroupant pour eux le calcul des coûts externes (*valuation of impacts*, correspondant pour nous aux FCA « étroites ») et / ou le calcul des coûts de soutenabilité (*sustainable cost calculation* ou *sustainable cost accounting*, ci-après SCA). Comme d'autres auteurs l'ont fait remarquer avant nous (Lamberton, 2005 ; Richard, 2012), ces deux types de CE sont cependant profondément différentes, voire antagonistes, et ne peuvent ni se substituer, ni se compléter, contrairement à ce qui est suggéré par Bebbington et al. (2001).

Le calcul des coûts de soutenabilité, cité dans cet article, fait référence à une méthodes de CE proposée par l'un des auteurs de l'étude, Rob Gray, dans un article paru en 1992, et précisé dans un autre publié en 1994. L'auteur définit ces coûts comme « […] la somme monétaire qu'une organisation aurait à dépenser à la fin d'un exercice comptable pour replacer la biosphère dans la situation dans laquelle elle était au début de l'exercice comptable »[29] (Gray, 1994, p.33).

Après avoir défini les fondements théoriques de la SCA, nous présentons les différentes approches qui en ont été proposées, puis décrivons leurs mises en application, empirique ou théorique, au sein des organisations.

### 1.3.1 Fondements théoriques de la *sustainable cost accounting*

La distinction conceptuelle majeure entre les approches de type *sustainable cost accounting* (SCA) et les démarches de type *full cost accounting* (FCA) relève de leur attachement aux deux visions, distinctes et en opposition, de la soutenabilité. Nous avons vu que la FCA, à travers sa finalité d'intégration des externalités via la détermination des valeurs monétaires associées à l'environnement, s'appuie sur les préceptes néoclassiques de l'économie de l'environnement, donc sur une vision faible du développement durable et sur l'hypothèse d'une possible substitution entre les capitaux – notamment entre le capital naturel et ceux fabriqués par l'Homme. A l'inverse, la SCA adopte des positions inspirées en grande partie de l'économie écologique, qui propose une vision systémique des différents capitaux et spécifie la nécessité absolue de maintenir indépendamment les différents capitaux dans le temps, afin d'éviter l'effondrement des systèmes écologiques qui les soutiennent. Gray (1994) revendique bien cette paternité, en expliquant que, dans le système économique actuel, l'expansion du

[29] Notre traduction de : *"[…] the amount of money an organisation would have to spend at the end of an accounting period in order to place the biosphere back into the position it was at the start of the accounting period"*.

capital physique manufacturé entraîne un déclin du capital naturel et que, pour que la soutenabilité soit atteinte, le capital naturel critique doit être conservé. L'auteur se réfère à ce titre au point de vue de Daly (1990), qui considère que cette conception de la soutenabilité renvoie à une notion admise et appliquée de longue date en économie et en comptabilité, qui stipule qu'une organisation ne peut considérer comme un résultat que les sommes qui subsistent après avoir maintenu le capital intact. Le calcul traditionnel du résultat ne permet pas de laisser le capital naturel intact, mais l'érode, ce qui signifie que la mesure conventionnelle du profit est erronée et que le niveau de consommation dont nous profitons dans ce contexte est prélevé sur le capital. Le concept central de la SCA telle que proposée par Gray (1992, 1994) est que pour atteindre la soutenabilité, il convient de maintenir le capital, c'est-à-dire tous les capitaux indépendamment, et de ne dépenser que le profit qui en résulte. Nous notons que Gray s'appuie ici explicitement sur le concept de capital naturel critique, exprimant la nécessité de conserver de manière stricte les éléments du capital naturel qui ne peuvent être remplacés (éléments « critiques »), alors que les autres composantes du capital naturel peuvent être dégradées, sous certaines conditions strictes, car renouvelables et / ou substituables.

D'un point de vue comptable, les propositions de Gray impliquent le suivi des flux de capitaux, permettant de déterminer dans quelle mesure une organisation se rapproche ou s'éloigne de la soutenabilité. Pour ce faire, les coûts de soutenabilité (coûts de restauration ou de maintien du capital naturel) doivent être déduits de la mesure conventionnelle du profit, afin de déterminer un niveau théorique de profit (ou de perte) soutenable (Lamberton, 2005).

Ces éléments représentent les concepts de base des différentes acceptions de la SCA d'entreprise, dont les deux principaux courants que nous identifions sont présentés ci-après. Il convient avant cela de citer les travaux de Rofie Hueting sur la comptabilité environnementale nationale, qui font largement écho à ces conceptions. L'auteur base le calcul de son « revenu national durable » sur la détermination des écarts de conservation des fonctions environnementales entre les pratiques réelles des entreprises et un niveau de conservation standard définit scientifiquement. En cas de constatation et de mesure d'un écart négatif en termes physiques, les entreprises sont tenues d'estimer les coûts de restauration de la fonction concernée, dont le montant est ensuite déduit, permettant après agglomération de déterminer le revenu soutenable de la nation (Hueting et al., 1992, cité dans Richard, 2012).

### 1.3.2 Deux approches distinctes de la *sustainable cost accounting*

Nous identifions deux approches majeures de la SCA. Ces approches ne sont toutefois pas conflictuelles, d'une part car, comme nous l'avons vu, elles s'appuient sur les mêmes fondements conceptuels, et d'autre part car elles poursuivent des objectifs distincts qui peuvent, selon nous, s'avérer complémentaires. La première correspond à la mise en application des concepts énoncés par Gray (1992, 1994), exposée dans Bebbington et Gray (2001), et visant à émettre un message politique sur la nécessité de changer de modèle économique, alors que la seconde, dont la forme la plus aboutie, de notre point de vue, est celle proposée par Richard (2012) (méthode CARE), a pour objet de redéfinir les règles comptables pour amorcer une transition vers un système économique soutenable.

#### 1.3.2.1 L'approche « alarmiste » de la *sustainable cost accounting*

L'idée centrale de l'approche de Gray est de déconstruire la comptabilité traditionnelle, instrument participant à l'insoutenabilité du système économique, en y forçant la durabilité, c'est-à-dire en intégrant dans son fonctionnement les capitaux qu'elle ignore. L'hypothèse explicite des auteurs étant que ce forçage conduirait à fissurer le système comptable (Bebbington et Gray, 2001). En d'autres termes, l'intégration de tous les capitaux dans la comptabilité doit conduire automatiquement à leur conservation, ce qui est réalisé via l'assimilation des coûts de soutenabilité pour ce qui concerne le capital naturel. Leur déduction des résultats comptables est supposée engendrer des pertes considérables pour les organisations. Comme l'avance Gray (1992), si ces coûts étaient déduits de la mesure des profits, cette opération devrait mettre en évidence qu'« […] aucune entreprise occidentale n'a réalisé de profit soutenable depuis très longtemps, si elle en a déjà réalisé »[30] (Gray, 1992, p.419-420).

De cette manière, la démarche ne vise pas l'atteinte d'une situation soutenable, mais plutôt la constitution d'un « bilan » annuel, une sorte de pause dans le temps où l'on chercherait à estimer le parcours qui sépare l'organisation de la soutenabilité au cours l'exercice comptable considéré. L'idée est de fournir une représentation (monétaire) de l'écart entre les activités courantes d'une organisation et son fonctionnement soutenable. En ce sens, la démarche est avant tout une action de communication militante, visant à mettre en lumière le fait que les

[30] Notre traduction de : *"[…] no Western company has made a "sustainable" profit for a very long time, if ever"*.

entreprises ne réalisent en réalité aucun profit, et que la comptabilité, dans sa vocation de mesure du succès, est un mensonge complet.

On peut également supposer que l'objectif sous-jacent des promoteurs de cette forme de SCA est d'impulser une dynamique pour une transformation du système économique vers la soutenabilité. Dans ce processus, la comptabilité (sa modification de façade) ne représente que le media permettant d'apporter la preuve de l'insoutenabilité du système et de déclencher une prise de conscience. Les coûts de soutenabilité n'ont ainsi pas directement vocation à être intégrés dans l'économie. A ce titre, c'est sensiblement le même rôle qu'attribue aussi Hueting (Hueting et al., 1992) à la comptabilité dans son calcul du revenu national soutenable.

En s'inspirant de ces travaux précurseurs sur la SCA, fondateurs d'une approches « alarmiste », l'autre frange des spécialistes de la SCA, celle que nous qualifions de « réformiste », propose d'exploiter la comptabilité dans sa dimension « structurante » du système économique, et de la transformer pour mener ce système vers la soutenabilité.

#### 1.3.2.2 L'approche « réformiste » de la *sustainable cost accounting*

Les approches « réformistes » de la SCA, plus récentes à notre connaissance que les précédentes, s'appuient sur les mêmes concepts économiques et comptables (soutenabilité forte et principe de prudence de conservation comptable du capital), aussi peut-on penser que leurs développements ont été inspirés par les travaux pionniers des penseurs de la SCA « alarmiste ». Richard, qui en propose selon nous le modèle le plus abouti (Richard, 2012), se revendique d'ailleurs de la même école de pensée que Hueting.

L'innovation majeure des auteurs du courant « réformiste » consiste à proposer des mécanismes comptables permettant d'internaliser à proprement parler les coûts de soutenabilité propres à la SCA (tels que définis en *supra*). C'est en particulier le concept comptable d'amortissement, issu de la comptabilité d'entreprise en coûts historiques, qui est plébiscité. Selon Richard (2012), « le recours à une modification de la théorie économique néo-classique n'est pas indispensable pour résoudre le problème environnemental dans un sens favorable à la soutenabilité forte : l'application des règles comptables ancestrales de la comptabilité en coûts historiques […] suffit à cet égard » (p.80).

L'amortissement représente avant tout, dans la comptabilité, la perte de valeur subie par un bien en raison de son utilisation par l'organisation (phénomènes d'usure et d'obsolescence)[31]. Il contribue ainsi à donner une image fidèle de la situation de l'entreprise, dans le bilan

[31] Site internet du lexique financier du Vernimmen : http://www.lesechos.fr/finance-marches/vernimmen/definition_amortissement.html (page consultée le 28/07/2015)

comptable notamment. En plus de cette fonction de constatation de la dépréciation, l'amortissement peut être envisagé comme une intégration progressive, via le compte de résultat, de la valeur d'acquisition d'un bien, tout au long de sa période supposée d'utilisation (Antoine et Cornil, 2002), ce qui permet le renouvellement efficace des immobilisations de l'organisation. L'amortissement constitue donc le processus comptable essentiel au maintien du capital physique des organisations. Les auteurs partisans d'une SCA « réformiste » proposent d'étendre les règles de la comptabilité en coûts historiques à d'autres capitaux, qu'il s'agisse du seul capital naturel (Howes, 2002 ; Godard, 2010, cité dans Richard, 2012 ; Caron, 2012), ou, comme le propose Richard (2012), de l'amortissement du capital humain et du capital naturel.

S'agissant de la proposition de Richard, l'application des nouvelles règles comptables mène à la constitution d'une triple ligne d'amortissement (*triple depreciation line* en lieu et place du concept de la *triple bottom line* appliqué au *reporting* extra-financier). L'amortissement du capital naturel, qui nous intéressera exclusivement ici, représente dans ce cadre la dégradation des écosystèmes, au même titre que l'amortissement du capital physique représente la perte des capacités d'usage des immobilisations (capital fixe) de l'entreprise. Cet amortissement du capital naturel doit également représenter, comme stipulé précédemment s'agissant des coûts de soutenabilité, l'écart entre la situation réelle de l'entreprise et le niveau standard de son activité soutenable – niveau déterminé scientifiquement. Pour définir ce niveau minimal exigé des conditions environnementales, l'auteur se base sur le concept de capital naturel critique (en considérant que le niveau alarmant des dégradations incite à considérer l'environnement dans son intégralité comme critique) qu'il convient de conserver en respectant les limites environnementales. Si ces idées peuvent, en effet, résonner avec les propositions de Gray (1992, 1994) consistant à mesurer des écarts de soutenabilité (*sustainability gaps*), elles semblent s'inspirer davantage de celles d'auteurs de l'économie écologique, comme Ekins, qui proposent des version plus opérationnelles de ces écarts (*monetary sustainability gap*, cf. Ekins et al., 2003) basées sur la notion de limites environnementales. Le résultat final de la démarche prônée par Richard, comme il apparaît clairement, consiste en une redéfinition du profit capitaliste, c'est à dire une correction du pseudo-profit de la comptabilité conventionnelle obtenue en prenant en compte la conservation réelle du capital (i.e. de l'ensemble des capitaux).

### 1.3.3 Mise en application de la *sustainable cost accounting*

#### 1.3.3.1 La démarche de calcul des coûts de soutenabilité de Gray

L'objectif de la SCA « alarmiste », démarche d'influence, s'accompagne d'hypothèses explicites qui associent une image négative aux organisations (à travers leurs supposés gigantesques « gaps » de soutenabilité). Il a donc été très difficile, pour ses promoteurs, de trouver des organisations enclines à participer à son expérimentation. Le *Landcare Research*, un institut de recherche indépendant spécialisé dans les questions de gestion durable des écosystèmes terrestres, s'est malgré tout déclaré volontaire pour tester la mise en œuvre de ce type de SCA. Ce cas est, à notre connaissance, l'un des seuls conduits pour l'application d'une telle démarche comptable. Il est exposé et analysé en détail dans l'article de Bebbington et Gray (2001), nous en présentons ici une synthèse.

L'étape initiale de la mise en place de la SCA au *Landcare Research* a consisté à définir le périmètre de l'étude. En raison du caractère exploratoire de la démarche, la décision a été prise de ne pas rechercher l'exhaustivité dans la prise en compte des aspects environnementaux. Il a été jugé plus pertinent, pour avancer dans l'élaboration de la méthodologie de se concentrer sur les paramètres jugés les plus importants et les plus rapidement quantifiables. Ont ainsi été retenus ceux liés à la consommation d'énergie, au transport, à un projet immobilier particulier, et au cœur de métier de l'organisation, c'est-à-dire aux activités de gestion des écosystèmes sur le terrain.

La méthode d'évaluation des coûts n'ayant pas été définie avec précision au préalable dans les travaux de Gray (1992, 1994), les auteurs ont conçu une approche en quatre temps, présentée dans le Tableau 14. A l'étape (a), la situation présente (soit en fin d'exercice comptable) de l'organisation est évaluée, via différents indicateurs représentatifs des aspects environnementaux considérés. L'étape (b) concerne ensuite le choix des solutions alternatives les plus soutenables disponibles sur le marché, destinées à réduire ou annuler les aspects environnementaux. Elles sont supposées plus coûteuses que leurs alternatives insoutenables car intégrant certaines externalités environnementales négatives. Ces deux premières étapes ont donc trait aux différents choix alternatifs, conditionnés par la disponibilité des solutions existant sur le marché, et aux coûts qui y sont liés. Les autres étapes concernent le domaine des coûts théoriques permettant de remédier aux impacts environnementaux résiduels : en c), il s'agit d'estimer les coûts permettant « d'effacer » les impacts résiduels générés sur l'exercice considéré (après mise en place d'une éventuelle option alternative plus soutenable), et afin, en d), doit avoir lieu l'évaluation des coûts de restauration des dommages occasionnés

par le passé. Les auteurs précisent que la base fondamentale de la méthodologie de la SCA regroupe les étapes a) à c).

| **(a)** Present position | **→ (b)** Most sustainable option currently available | **→ (c)** Zero environmental impact | **→ (d)** Past damage remedied |
|---|---|---|---|
| Unsustainable operations | More sustainable operations | | Fully sustainable operations |

**Tableau 14. Etapes de l'évaluation monétaire de la soutenabilité (Bebbington et Gray, 2001, p.4).**

Au cours de l'évaluation de la situation initiale, des aspects environnementaux de même nature ont pu être identifiés pour les différentes activités examinées. Ceux que l'équipe de recherche a choisi de traiter sont les émissions atmosphériques associées à la consommation d'énergie. Le Tableau 15 représente la situation initiale du *Landcare Research* relativement à ce paramètre environnemental particulier.

| **Environmental impact** | **Quantification** |
|---|---|
| Fossil fuel substitution implied - electricity | 452.06 MWh |
| Fossil fuel substitution implied - fuel | 198.26 tonnes |
| Emissions of Carbon estimated - ongoing | 255.33 tonnes |
| Emissions of Carbon estimated - one off (from the capital project) | 332.21 tonnes |
| Emissions of $SO_2$ estimated | 5.02 tonnes |
| Emissions of $NO_x$ estimated | 4.48 tonnes |
| Emissions of CO estimated | 38.28 tonnes |

**Tableau 15. Synthèse d'une sélection d'impacts environnementaux générés par les opérations du *Landcare Research* pour l'exercice passé (Bebbington et Gray, 2001, p.4-5)**

La quantification des coûts liés aux impacts de l'organisation se sépare ensuite en deux temps, correspondant aux étapes b) et c) : le calcul des coûts liés à la mise en place des options durables, et l'estimation des coûts de restauration. Les chercheurs, en traitant ces questions, se sont heurtés à plusieurs difficultés.

La première est associée à l'inexistence, pour les aspects considérés, d'alternatives soutenables adaptées. Ce fut le cas, par exemple, de la consommation d'électricité, pour laquelle un changement de fournisseur (afin d'être approvisionné en électricité d'origine renouvelable) s'est avéré impossible, ainsi que des options de transport, pour lesquelles des

alternatives soutenables répondant aux mêmes exigences que les solutions conventionnelles n'existaient pas. En conséquence, la décision a été prise de ne s'intéresser qu'aux coûts de remédiation (coûts de restauration des milieux impactés). Mais sur ces questions également, différents problèmes sont apparus. A commencer par les difficultés techniques d'identification des coûts de remédiation, en raison du manque de connaissances scientifiques sur les interactions entre les polluants et les milieux naturels. Ce fut le cas notamment des émissions de $NO_x$ et $SO_2$, qui peuvent occasionner des pluies acides, mais dont les impacts réels n'étaient, au moment de l'étude, ni quantifiables, ni réparables. En ce qui concerne le $CO_2$, ces difficultés n'entrent pas en considération, mais plusieurs procédés de quantification monétaire sont disponibles, dont deux ont été retenus : les coûts de replantation d'arbres pour stocker le carbone rejeté (estimés à \$6,11/t$CO_2$), et les coûts associés au paiement d'une taxe carbone proposée par un groupe de travail sur le changement climatique en Nouvelle Zélande (de \$100 à \$200/t$CO_2$).

Les coûts de soutenabilité finaux obtenus à l'issu de la démarche de SCA au *Landcare Research* sont présentés dans le Tableau 16. Ils représentent les montants que l'organisation devrait engager si elle souhaitait commencer à transformer ses activités vers un mode de fonctionnement plus soutenable. Ils sont estimés globalement entre \$49518 et \$163437, selon les différentes options envisageables.

| **Environmental impacts** | **Sustainable cost associated (\$)** |
|---|---|
| Fossil fuel substitution implied - electricity | 45929 (cost of conversion to wind power, cf. *infra*) |
| Fossil fuel substitution implied - fuel | ? |
| Emissions of Carbon estimated - ongoing | 1560 / 15533 / 51066 (reforestation / high carbone tax / low carbon tax) |
| Emissions of Carbon estimated - one off (from the capital project) | 2029 / 33221 / 66442 (reforestation / high carbone tax / low carbon tax) |
| Emissions of $SO_2$ estimated | ? |
| Emissions of $NO_x$ estimated | ? |
| Emissions of CO estimated | ? |

**Tableau 16. Quantification des coûts financiers relatifs aux opérations du *Landcare Research* pour l'exercice passé (adapté de Bebbington et Gray, 2001, p.5)**

A l'origine de l'étude, le *Landcare Research* envisageait de publier cette étude des coûts soutenables au sein du rapport environnemental de l'organisation, ce ne fut finalement pas le cas.

Une analyse critique de cette expérimentation et des résultats obtenus est proposée par les auteurs dans le même article (Bebbington et Gray, 2001), elle a conduit à une reconceptualisation de la SCA « alarmiste », nous la présentons dans la sous-section 1.3.4.

#### 1.3.3.2 La comptabilité adaptée au renouvellement de l'environnement

Le modèle de comptabilité adaptée au renouvellement de l'environnement (CARE), centré sur le renouvellement des capacités fonctionnelles des différents capitaux (physique, naturel, humain), est illustré dans l'ouvrage de Richard (2012) par la description de son application dans une entreprise agricole fictive X. Il se décompose en six principales étapes. Nous reprenons ici cet exemple en nous centrant sur la prise en compte du capital naturel : les informations qui concernent le capital social / humain – qui n'est pas notre objet d'étude – dans les tableaux qui suivent ne seront donc pas traitées.

A l'année n (année 2010), les résultats de l'entreprise de 45 salariés sont présentés dans le Tableau 17 .

| PRODUITS | | |
|---|---|---|
| | Unités physiques | Unités monétaires |
| Ventes | (100 unités x 1067) | 106700 |
| CHARGES | | |
| | Unités physiques | Unités monétaires |
| Matière consommée (MC) | (1000 t x 10) | 10000 |
| Energie | (30 t x 700) | 21000 |
| Amortissement* | (250 h x 30) | 7500 |
| Main d'œuvre | (9000 h x 5) | 45000 |
| Frais généraux | | 1000 |
| Profit | | |
| RESULTAT | | |
| | | Unités monétaires |
| | | 22 200 |

* Passation en charge sur 120 mois (10 ans de vie utile) d'une machine achetée 900000 et programmée pour 30000h de service.

**Tableau 17. Compte de résultat de l'entreprise X à l'année n (adapté de Richard, 2012, p.139).**

Ces résultats fournissent plusieurs informations relatives aux aspects environnementaux, mais ne permettent pas d'identifier de manière exhaustive l'ensemble des paramètres susceptibles d'interactions avec les écosystèmes. Un bilan éco-social, supposé permettre d'accéder à cette exhaustivité, doit être mené par l'entreprise (première étape de CARE), il est présenté dans le Tableau 18.

| INPUTS | |
|---|---|
| Inputs Traditionnels | |
| Matières (renouvelables) | 1000 t |
| Energie (non renouvelable) | 30 t |
| Machines | 250 h |
| Main-d'œuvre | 9000 h |
| Inputs Ajoutés | |
| Eau non payée | 100 $m^3$ |
| Usure du capital de formation | |
| OUTPUTS | |
| Outputs Traditionnels | |
| Produits fabriqués | 100 unités |
| Outputs Ajoutés | |
| Emission de gaz ($CO_2$) | 560 t |
| Pollution chimique (engrais) | 100 kg |
| Eau non recyclée | 60 $m^3$ |

**Tableau 18. Bilan des inputs et outputs environnementaux de X à l'année n (adapté de Richard, 2012, p.139-140).**

La seconde étape de CARE consiste à comparer ces inputs et outputs environnementaux aux limites environnementales (définies scientifiquement), et à constater d'éventuels dépassements. Le Tableau 19 présente les limites environnementales supposées s'appliquer à X.

| Aspect environnemental | Limite environnementale associée | Ecart de soutenabilité |
|---|---|---|
| GES | -50 % en 2050 / 2010 (GIEC) | Réduction requise pour l'année n : 7 t |
| Engrais chimiques | 30 kg pour la surface considérée | 70 kg |
| Eau | Doit être retraitée pour être consommable | Traitement non payé par X |
| Energie | Energie non renouvelable | Transition vers une source d'énergie renouvelable |
| Usure intellectuelle du capital humain | Rémunération insuffisante pour faire face au renouvellement des connaissances | Usure du stock de connaissances |

**Tableau 19. Constatation des écarts entre les inputs / outputs réels et les limites environnementales (adapté de Richard, 2012, p.140-141).**

CARE propose ensuite, à l'étape qui suit, de définir les mesures à prendre pour combler les écarts constatés à l'étape 2, et d'estimer leur coût. Ces coûts, de la même manière que dans le cadre de la SCA « alarmiste », peuvent être de deux natures : des coûts de remplacement et / ou des coûts de restauration. Les premiers s'appliquent, selon l'auteur, aux énergies non renouvelables, et les coûts de restauration concernent les ressources renouvelables.

S'agissant de l'approvisionnement en énergie, le coût de remplacement de la source conventionnelle par de l'énergie issue de la biomasse est de 900 / t. Le surplus étant de 200 / t, le coût global de remplacement s'élève à 6000 (30 t x 200). S'agissant des émissions excédentaires de $CO_2$, leur coût de réduction est estimé à 100 / t, soit un coût de 700 pour les 7 t de réduction requises. Pour l'eau, le coût réel de production du $m^3$ consommé est de 4,1, le coût global de restauration pour l'eau est ainsi de 410 pour les 100 $m^3$ consommés. Le coût du remplacement des engrais chimiques par des engrais naturels s'élève à 50 / kg, correspondant à un coût de 3500 pour 70 kg. Ces coûts de soutenabilité sont récapitulés dans le Tableau 20.

| Aspect environnemental | Mesure visant à combler l'écart de soutenabilité | Coût unitaire | Coût global |
|---|---|---|---|
| Energie non renouvelable | Remplacement par la biomasse | 900 / t (surplus de 200) | 6000 pour les 30 t |
| Emission excédentaires de $CO_2$ | Coût de réduction (instruments de dépollution) | 100 / t | 700 pour les 7 t |
| Traitement de l'eau | Paiement du coût de traitement de l'eau | 4,1 / $m^3$ | 410 pour les 100 $m^3$ |
| Engrais chimiques | remplacement par des engrais naturels | 50 / kg | 3500 pour les 70 kg |
| Capital humain | | | 9900 |

**Tableau 20. Choix et coût des mesures à prendre pour réduire les écarts de soutenabilité de X (adapté de Richard, 2012, p.142-144).**

Les dernières étapes de la méthode CARE, les étapes 4, 5, et 6, ont pour objet d'intégrer à proprement parler les coûts de soutenabilité dans la comptabilité, et, via ce processus, d'engager l'organisation dans des actions de reconstitution du capital naturel.

Le Tableau 21 présente, dans un premier temps, l'intégration de ces coûts dans le compte de résultat de l'organisation X, en proposant les lignes complémentaires au compte de résultat traditionnel (représenté par le Tableau 17). A noter que ces informations peuvent être représentées groupées avec les charges d'amortissement du capital physique au sein du compte de résultat, en une triple ligne d'amortissement.

| Résultat de la comptabilité financière traditionnelle | |
|---|---|
| | 22200 |
| Amortissement du capital naturel | |
| Coûts de restauration de l'eau | 410 |
| Coûts de restauration de l'énergie | 6000 |
| Coûts de restauration du sol | 3500 |
| Coûts de restauration des GES | 700 |
| Amortissement du capital humain | |
| Coûts de restauration du capital intellectuel | 9900 |
| Résultat réel de X selon CARE | |
| | 1690 |

**Tableau 21. Intégration des coûts de restauration dans les charges du compte de résultat de la comptabilité financière traditionnelle en coûts historiques (adapté de Richard, 2012, p.145).**

Les Tableau 22 et 23, qui établissent les bilans comptables de X selon CARE, représentent la situation de l'entreprise en distinguant respectivement son bilan initial et son bilan final.

| Actif | | Passif | |
|---|---|---|---|
| Terrains | 1290000 | Capital financier | 2220000 |
| Machine | 900000 | Capital humain | 2376000 |
| Matières renouvelables | 30000 | Capital naturel | 7110 |
| Energie non renouvelable | 6000 | | |
| Atmosphère pure (7t x 100) | 700 | | |
| Eau retraitée (100m$^3$ x 4,1) | 410 | | |
| Education antérieure | 2376000 | | |
| Total de l'actif | 4603110 | Total du passif | 4603110 |

**Tableau 22. Bilan comptable initial de X selon CARE (adapté de Richard, 2012, p.146).**

| Actif | | | | Passif | |
|---|---|---|---|---|---|
| Terrains | 1290000 | 3500 | 1286500 | Capital humain | 2376000 |
| Machines | 900000 | 7500 | 892500 | Capital financier | 2220000 |
| Matières renouvelables | 30000 | 10000 | 20000 | Capital écologique | 7110 |
| Energie non renouvelable | 6000 | 6000 | | Résultats | 1690 |
| Atmosphère | 700 | 700 | | Dettes sociales | 45000 |
| Eau | 410 | 410 | | Dettes fournisseurs | 21000 |
| Education | 2376000 | 9900 | 2366100 | Dettes diverses | 1000 |
| Caisse | | | 106700 | | |
| Total actif | | | 4671800 | Total passif | 4671800 |

**Tableau 23. Bilan comptable final de X selon CARE (adapté de Richard, 2012, p.146).**

Dans le bilan final, les différents stocks ont été diminués de leurs consommations ou dégradations respectives. Ces dernières constituent le compte caisse (de 106700), qui regroupe les différents fonds de renouvellement ou de paiement associés aux différents capitaux. Ces fonds vont permettre de reconstituer les capitaux dès le début de l'exercice suivant, si bien qu'après reconstitution, le bilan final sera identique au bilan initial.

Le compte caisse comprend ainsi les fonds de renouvellement ou de paiements suivants :

- Fonds de renouvellement des terrains : 3500 ;
- Fonds de renouvellement des machines : 7500 ;
- Fonds de renouvellement des matières : 10000 ;
- Fonds de renouvellement de l'énergie : 6000 ;
- Fonds de renouvellement de l'eau : 410 ;
- Fonds de renouvellement de l'éducation : 9900 ;
- Fonds pour les dettes : 67000 ;
- Fonds pour les dividendes ou l'épargne : 1690.

Richard précise que ces développements constituent une version complexe de CARE, la version simplifiée consistant à ne pas inscrire au bilan les capitaux naturel et humain (le compte de résultat resterait en revanche inchangé).

### 1.3.4 Analyse critique de la *sustainable cost accounting*

Les premiers questionnements que soulèvent, selon nous, les démarches de SCA sont d'ordre conceptuel et relèvent de leur attachement au concept de capital naturel critique. Nous avons traité du capital naturel critique dans le premier chapitre de notre thèse et souligné les ambiguïtés qu'il véhicule, notamment la diversité de ses interprétations, selon nous potentiellement problématiques pour la viabilité des écosystèmes (cf. Chapitre 1, sous-section 3.1.2). Si les auteurs de la SCA « alarmiste » ne traitent pas de ces questions, Richard (2012) semble partager notre point de vue lorsqu'il « se demand[e] si cette question n'est pas dépassée » (celle qui consiste à distinguer les éléments « critiques » du capital naturel) car « la plupart des scientifiques semblent estimer qu'il y a urgence à conserver ce qui n'a pas été détruit » (p. 48).

Les auteurs de la SCA mobilisent également, dans leurs modèles, un autre concept important pour les partisans de la conservation du capital naturel critique (e.g. Ekins et al., 2003) : les limites environnementales. Le concept de limites environnementales pose selon nous plusieurs problèmes, à commencer par celui de sa définition imprécise. Si ces limites correspondent, comme nous le suggérons dans notre premier chapitre, aux seuils écologiques, c'est-à-dire aux points de basculement des écosystèmes, il s'avère impossible de définir précisément des limites environnementales pour l'ensemble des éléments du capital naturel (cf. Chapitre 1, sous-section 1.5.3). Il convient d'élargir ces exigences à des objectifs écologiques multiples et évolutifs, basés sur une variété d'indicateurs, comme le suggèrent les méthodes de gestion adaptative. Par ailleurs, il apparaît que l'emploi des limites environnementales dans la SCA autorise leur dépassement. Cette possibilité découle du choix de l'approche ex post qui structure la démarche, dont nous pensons qu'elle peut entraîner d'autres difficultés (cf. *infra*). Comme nous l'avons également mentionné dans notre premier chapitre (cf. Chapitre 1, sous-section 1.5.3), le dépassement de certains seuils écologiques peut entraîner les écosystèmes vers des basculements irréversibles dans des états écologiques alternatifs non souhaitables. Même sans aller jusqu'à ces situations extrêmes d'irréversibilité, le dépassement des seuils peut engendrer des dégradations aux conséquences particulièrement néfastes des points de vue écologiques et sociaux. Ce dépassement, par exemple celui du seuil de nitrate s'agissant de l'entreprise X qui illustre la méthode CARE (Richard, 2012, cf. sous-section 1.3.3.2), doit s'accompagner pour l'exploitant d'une restauration de l'écosystème (i.e. du sol de son agroécosystème). Cependant, la restauration ou la réhabilitation écologique, si elles permettent de replacer un écosystème sur une trajectoire de laquelle il avait dévié en

raison de perturbations, n'autorisent jamais son retour à l'état initial qu'il connaissait auparavant (Clewell et Aronson, 2010). L'occurrence de ces « décalages » peut entraîner des pertes de « capital » et fragiliser l'écosystème, voire même, s'ils sont répétés, remettre en question sa viabilité. La dégradation-restauration (qui transparaît bien dans l'expression « renouvellement du capital naturel ») devrait donc, dans la perspective de notre cadre de viabilité, être davantage l'exception (pollutions accidentelles, lutte contre des invasions biologiques, etc.) que la règle, au profit d'un entretien régulier de l'écosystème.

Une autre gamme de problèmes liés à l'établissement de la SCA est d'ordre plus technique. Ils concernent en premier lieu les aspects environnementaux pris en compte dans les démarches opérationnelles de SCA. Bebbington et Gray (2001), pour ce qui concerne l'expérimentation au *Landcare Research* (cf. sous-section 1.3.3.1), justifient le nombre limité d'aspects environnementaux pris en compte par la dimension exploratoire de la démarche. Ce caractère nécessite, selon eux, de prioriser l'avancement de la méthode comptable (en se concentrant sur quelques paramètres précis) plutôt que la recherche d'exhaustivité dans les aspects environnementaux traités, jugée chronophage et secondaire. Les auteurs précisent qu'une telle recherche d'exhaustivité sera cependant indispensable, via la constitution d'un éco-bilan, pour toute démarche intégrale de SCA. Nous nous interrogeons sur la capacité de ces éco-bilans à mener à l'identification d'indicateurs pertinents pour une gestion écologique dirigée vers la résilience des systèmes. Ces outils d'analyse des flux ont en effet tendance à considérer les différents paramètres environnementaux de manière distincte, sans s'intéresser à leur dimension systémique, c'est-à-dire au fonctionnement des écosystèmes (cf. Chapitre 2, sous-section 2.1.1).

D'autres problèmes techniques non négligeables sont soulevés par les calculs de coûts soutenables. Bebbington et Gray (2001) mettent en évidence la difficulté d'identifier sur le marché des substituts soutenables pour certaines pratiques écologiquement dommageables des organisations. Les auteurs mentionnent notamment le cas des carburants fossiles ainsi que celui des modes de transports, pour lesquels le souci de substituer les déplacements en avion des collaborateurs s'est heurté à l'inexistence d'alternatives répondant aux mêmes exigences d'efficacité. Une première interprétation de ce problème consiste à penser qu'à travers la difficulté de l'époque (i.e. à la fin des années 1990) à trouver des substituts soutenables, cet exemple révèle avant tout les avancées techniques réalisées depuis, qui offrent aujourd'hui des solutions de remplacement vraisemblables (développement des agrocarburants par exemple), et laissant entrevoir encore davantage d'alternatives pour l'avenir (développement de l'aviation électrique par exemple). Cependant, ces problèmes de substitution font surtout

prendre conscience aux auteurs du biais conservateur introduit dans leur démarche, depuis son origine. Leur calcul des coûts soutenables s'avère en effet entièrement basé, de manière implicite, sur des principes favorisant le *business as usual* (statu quo, c'est-à-dire l'ancrage dans le mode de fonctionnement habituel des organisations) : pour rappel, le processus de base de leur modèle consiste à corriger des activités insoutenables par la mise en œuvre (ou les coûts de mise en œuvre) de solutions de remplacement ou de restauration. Il s'agit de comptabiliser les coûts permettant de corriger le mode de fonctionnement insoutenable des organisations, et de conduire à une situation soutenable fournissant les mêmes services, avec les mêmes avantages, et la même efficacité. C'est cette faiblesse qui explique, selon Bebbington et Gray (2001), l'inexistence de nombreuses options alternatives soutenables : ces substituts ne sauraient être basés sur les mêmes principes, offrir les mêmes bénéfices, avec la mêmes efficacité que les options insoutenables. C'est également pour cette raison que les options de remédiation identifiées dans leur étude sont, en fait, inscrites dans l'insoutenabilité (e.g. projets de replantation de forêts en compensation des émissions de $CO_2$). Lorsque des alternatives semblent exister, elles s'avèrent par ailleurs souvent insoutenables en réalité (e.g. biocarburants, véhicules électriques, etc.). Si bien que, selon les auteurs, à défaut de produire des comptes de soutenabilité, la SCA ne peut générer que des comptes d'insoutenabilité. Cette prise de conscience de l'ancrage de la SCA dans la rationalité conventionnelle des entreprises, qui constitue pour nous une limite importante de ces approches, a conduit les auteurs à engager une reconceptualisation de leur démarche de SCA « alarmiste ». Nous avançons que l'origine de ce biais conservateur provient de la posture de ces approches : une posture orientée ex post, héritée de la méthodologie comptable, rétrospective, et donc nécessairement conservatrice – du moins dans une certaine mesure – quand une approche ex ante serait plus à même, selon nous, de pouvoir générer de modes de fonctionnement alternatifs réellement viables. Par l'intermédiaire des approches de SCA, une organisation inscrite dans une dynamique insoutenable va chercher, par voie rétrospective, à corriger ses « insoutenabilités » passées de manière à rendre sa situation présente soutenable. En ce sens, la situation soutenable est déjà définie, elle correspond au fonctionnement conventionnel de l'organisation, mais optimisé par la mise en œuvre de diverses solutions disponibles sur le marché (lui-même insoutenable), et s'avère donc erronée du point de vue de la soutenabilité. En étant orientée davantage vers le passé et ancrée trop solidement dans le présent (*business as usual* selon Bebbington et Gray, 2001), la SCA semble limiter l'apparition d'alternatives innovantes à l'origine de nouveaux modes de fonctionnement des organisations, et ce faisant, de nouveaux modèles économiques soutenables.

La dernière remarque que nous formulons à l'égard de la SCA, et en particulier de la SCA « réformiste », se rapporte aux conséquences économiques de sa mise en application, susceptibles, selon nous, de remettre en question la possibilité même de cette mise en application. Si dans les années 1990, comme l'expliquent Bebbington et Gray (2001), la SCA « alarmiste » rencontrait de nombreuses oppositions à son expérimentation – les entreprises étant pour la plupart réticentes à renvoyer une image aussi pessimiste – il est probable que l'opérationnalisation des nouvelles règles comptables proposées par la SCA « réformiste » rencontre une opposition encore plus forte. En effet, leur mise en œuvre implique catégoriquement une redéfinition du profit, se traduisant, pour l'organisation qui l'applique, en de nouvelles charges – potentiellement considérables – liées à l'amortissement des nouveaux capitaux incorporés dans la comptabilité. Du fait de la réduction significative du résultat net que la SCA « réformiste » entraînerait, par crainte donc de subir un désavantage compétitif (diminution des versements de dividendes et réduction des investissements), il est légitime de penser que peu d'organisations seraient candidates à son application volontaire. Pour les mêmes raisons, parce qu'elles font peser l'intégralité de la conservation du capital naturel sur les seuls gestionnaires des écosystèmes, l'introduction contraignante de ces règles comptables à l'échelle d'un territoire (région, nation, voire groupement de nations) paraît difficilement envisageable à court ou moyen terme, à moins qu'elle ne s'accompagne d'un assortiment de mesures protectionnistes. Un autre frein au déploiement contraignant de la SCA peut également être mentionné : celui de l'orientation des institutions économiques et comptables occidentales vers des solutions exclusivement ancrées dans l'économie néoclassique.

Nous pensons toutefois qu'une approche inscrite, comme les approches de SCA, dans une conception forte de la soutenabilité, peut être mise en œuvre à une échelle territoriale, à la condition qu'elle s'attache, en plus d'assurer la conservation du capital naturel, à préserver la viabilité économique des organisations qu'elle implique. C'est une telle approche que nous proposons de concevoir dans la section qui suit, à la lumière des enseignements retirés de l'ensemble de nos travaux.

## 2 Proposition d'un modèle de gestion environnementale voué à assurer la viabilité des systèmes socio-écologiques

Les recherches que nous avons menées jusqu'à présent ne nous ont pas permis de répondre entièrement à notre problématique. Elles nous ont toutefois apporté des enseignements intéressants pour progresser dans cette perspective, qu'il s'agisse d'écueils à éviter (e.g. impasse des démarches de *full cost accounting* et de l'internalisation des externalités), ou de mécanismes visant à accéder à certaines exigences de notre cadre de viabilité (e.g. conservation du capital naturel par les approches de type *sustainable cost accounting*, ou maintien de la viabilité économique des organisations par les approches volontaires (AV)).

Nous souhaitons, à ce stade, proposer une démarche de gestion des systèmes socio-écologiques (SSE) apte à lier l'efficacité environnementale à l'efficacité économique – entendues, chacune, au sens de notre cadre de viabilité – ce qu'aucune des approches étudiées ne permet pleinement de réaliser. Nous exposons, dans la section qui suit, le fonctionnement d'un tel modèle de gestion, qualifié de « Modèle de gestion pour la viabilité des systèmes socio-écologiques » (MGV).

Le MGV se compose principalement de deux modules complémentaires et indissociables, inspirés des outils et démarches analysés au cours de nos recherches. Le premier, présenté dans la sous-section 2.1, a pour vocation de garantir la résilience écologique des systèmes considérés, en empruntant une approche de gestion adaptative. Le second, présenté dans la sous-section 2.2, est voué au maintien de la viabilité économique des organisations impliquées. Il met en œuvre des principes concordant aux différents résultats – écologiques et économiques – attendus de la gestion adaptative, de la logique du pollueur-payeur à celle du bénéficiaire-payeur, en passant par une mise en application du concept de solidarité écologique. Le fonctionnement et la connexion des deux modules du MGV sont assurés par l'emploi de comptabilités environnementales (CE) spécifiques, inspirées notamment des démarches de *reporting* environnemental et de comptabilité environnementalement différenciée, adaptées pour le déploiement du MGV.

## 2.1 Les étapes écologiques du Modèle de gestion pour la viabilité des systèmes socio-écologiques (premier module)

### 2.1.1 Mobiliser la gestion adaptative pour dépasser les limites, du point de vue écologique, des instruments étudiés

#### 2.1.1.1 Retour sur les limites, du point de vue écologique, des instruments étudiés : approches volontaires et comptabilités environnementales

*Limites spécifiques des instruments de régulation étudiés*

Nous avons constaté, dans le second chapitre de notre thèse, que la majorité des AV étudiées ne poursuivaient pas d'objectifs environnementaux allant dans le sens de la viabilité des écosystèmes. Elles ne visent généralement qu'une amélioration imprécise de certains paramètres environnementaux, sans lien étroit avec le fonctionnement spécifique des écosystèmes.

S'agissant des formes de CE étudiées, les approches les moins techniquement élaborées (dont les comptabilités environnementalement différenciées et le *reporting* environnemental, cf. sous-section 1.1.3) représentent des outils malléables, aptes à se plier aux cadres théoriques des contextes institutionnels dans lesquels ils sont mobilisés. Les autres démarches de CE, plus complexes (CE *inside-out* monétaires, *full costs accounting* et *sustainable costs accounting*, cf. sous-sections 1.2 et 1.3), ont en revanche vocation à constituer des outils de régulation à proprement parler. Les approches de *full costs accounting*, qui visent l'internalisation des externalités, ne peuvent cependant aboutir – et ce pour les mises en œuvre les plus ambitieuses – qu'à l'atteinte de l'optimum économique de dégradation, dont nous avons convenu qu'il est susceptible de conduire à l'érosion progressive des écosystèmes (cf. Chapitre 1, sous-section 4.3.2.1). Les approches de *sustainable costs accounting* sont, quant à elles, vouées au maintien strict du capital naturel et donc compatibles avec nos exigences écologiques. Elles manquent toutefois, selon nous, de précision scientifique (en particulier dans la formulation des limites environnementales), et risquent, en raison de leur manque de considération pour la viabilité économique des organisations, d'être inapplicables en dehors d'une réforme profonde des systèmes de comptabilité internationaux, improbable à nos yeux à court ou à moyen terme.

*L'échelle spatiale inadaptée : limite commune aux différents instruments de régulations étudiés*

Nous avons mis en évidence, dans nos recherches, que la grande majorité des outils mobilisés par les organisations pour gérer leurs interactions avec les écosystèmes prennent pour

périmètre d'analyse les frontières de l'organisation. Ce constat est également partagé par certains spécialistes de la gestion écosystémique, spécialisés dans les approches de conservation de la biodiversité et de gestion d'espaces naturels protégés : selon Kingsford et al. (2011), les approches traditionnelles de gestion des écosystèmes s'établissent de manière ad hoc et isolée de l'ensemble des processus écologiques et sociaux qui y sont intrinsèquement liés. Si les auteurs traitent en particulier des écosystèmes d'eau douce, on peut considérer que cette constatation est valable pour de nombreuses approches de gestion écosystémique. Ils appuient en conséquence, comme nous l'avons fait dans notre premier chapitre (Chapitre 1, sous-section 4.2.2), sur la nécessité de considérer les systèmes vivants et les systèmes sociaux dans leur globalité et de manière holistique, au travers du concept de SSE, pour organiser leur administration.

Une spécificité des SSE réside dans l'impossibilité, pour leurs analystes, de prévoir précisément les conséquences des interactions entre les éléments qui les composent, caractéristique dominante des systèmes complexes. La modification d'une de leurs composantes peut engendrer une reconfiguration complète des systèmes, et il convient, pour les comprendre et tâcher de gérer leur évolution, de prendre en compte leurs dimensions à la fois structurelles, fonctionnelles, et dynamiques (Mathevet et Bousquet, 2014).

En outre, Mathevet et Bousquet (2014) font savoir que les démarches classiques de gestion des ressources naturelles, portant sur des éléments écosystémiques particuliers, produisent généralement des résultats infructueux sur le long terme. Ceci est dû au fait qu'elles cherchent à atteindre un état d'équilibre optimum du système, rattaché au modèle de résilience d'ingénierie, pour en contrôler la variabilité (*Ibid.*). Cette idée d'équilibre écologique ayant été catégoriquement remise en question (Weber, 1995), l'idée de résilience écologique qui l'a suivie (passage d'un équilibre unique à une multiplicité d'équilibres) invite à repenser la gestion des SSE. Les changements et perturbations, les évolutions rapides auxquelles nous assistons (e.g. dégradation des écosystèmes et de la biodiversité, changements climatiques significatifs) renforcent d'autant plus cette nécessaire reconsidération (Cordonnier et Gosselin, 2009).

#### 2.1.1.2 Garantir la résilience des systèmes socio-écologiques grâce à la gestion adaptative

*Les apports de la gestion adaptative*

C'est pour répondre aux défis susmentionnés que Walters et Holling développent, dès les années 1980, la gestion adaptative (Mathevet et Bousquet, 2014), concept mentionné dans

notre premier chapitre (cf. Chapitre 1, sous-section 1.5.3) et mobilisé, en partie, dans la certification environnementale FSC (cf. Chapitre 2, sous-section 3.4).

Il regroupe une variété de démarches vouées à administrer les écosystèmes et les SSE de manière à assurer, à terme, leur résilience, allant de la gestion flexible et opportuniste par « tâtonnements » (*trial and error*) que caractérise la gestion adaptative passive, à des approches alimentées par de multiples expérimentations scientifiques et qualifiées de gestion adaptative active (Kingsford et al., 2011). L'idée centrale de ces démarches est de s'appuyer sur le caractère imprévisible des SSE pour organiser leur gestion, en testant les incertitudes qui y sont liées et ainsi améliorer progressivement les processus (Walters, 1986, cité dans Kingsford et al., 2011).

Ces méthodes ont commencé à être appliquées sur le terrain au début des années 1990, principalement aux Etats-Unis. A l'origine conçues pour améliorer la gestion de ressources naturelles spécifiques, elles ont été adoptées pour des applications beaucoup plus larges, comme la gestion des catastrophes naturelles, l'adaptation au changement climatique, et le renforcement de la résilience des SSE (Bojorquez-Tapia et Eakin, 2012).

*Difficultés de mise en œuvre et limites de la gestion adaptative*

Depuis le commencement de leur mise en application, les démarches de gestion adaptatives ont été examinées : différentes difficultés ont ainsi été mises en évidence et plusieurs critiques leur ont été adressées. Pour Cordonnier et Gosselin (2009), les principales difficultés relèvent de problèmes de fond (en particulier l'absence d'accord sur les définitions et sur les objectifs des démarches), de difficultés pratiques (problèmes de moyens, gestion des conflits, etc.), et de problèmes culturels et sociaux (rigidité institutionnelle notamment). Ces derniers font écho à une critique formulée de manière récurrente dans la littérature à l'encontre de la gestion adaptative, à savoir son manque d'intégration, au sens de l'intégration des acteurs dans la gouvernance du processus : soit que les démarches soient pilotées exclusivement par des décideurs avec l'appui de scientifiques, soit qu'elles soient mobilisées par les gestionnaires d'écosystèmes sans interaction avec l'administration ni les autres acteurs du territoire (Mathevet et Bousquet, 2014). Ces manquements apparaissent considérables, car la gestion des SSE est avant tout une question sociale, et les questions de long terme qu'elle soulève doivent être tranchées par des démarches de médiation (Weber, 1995). La majorité des auteurs s'accorde d'ailleurs à penser qu'une gestion adaptative intégrée procure des échanges beaucoup plus riches et produit des résultats beaucoup plus efficaces (Cordonnier et Gosselin, 2009) que les démarches unilatérales. Cette nécessaire intégration paraît cependant de nature à

renforcer les autres difficultés mentionnées par Cordonnier et Gosselin (2009), en particulier les difficultés de fond et les difficultés pratiques : augmentation des points de vue à concilier, donc augmentation des conflits à gérer, augmentation des dépenses, etc. Si bien qu' « [e]n pratique, améliorer la résilience d'un système représente un défi du fait des conflits et désaccords existants entre les groupes sociaux au sujet des dimensions normatives de l'utilisation des ressources naturelles, des buts économiques individuels et collectifs, et de la définition des éléments et attributs qui constituent un système « idéal » ou « désiré » »[32] (Bojorquez-Tapia et Eakin, 2012, p.1).

L'intégration des différentes parties dans les démarches de gestion adaptative, à la fois primordiale et source de difficultés considérables (dont on peut penser qu'elles expliquent la rareté de sa mise en application), implique donc selon nous une indispensable rigueur méthodologique dans le déploiement de ces démarches.

### 2.1.2 La *strategic adaptive management*, version opérationnelle de la gestion adaptative

Une forme particulière de gestion adaptative, la s*trategic adaptive management* (SAM, gestion adaptative stratégique), permet, selon nous, de relever ces défis. Basée sur les préceptes d'apprentissage et d'adaptation de la gestion adaptative, la SAM se caractérise en premier lieu par son orientation résolument prospective (qui explique le caractère « stratégique » de la démarche), focalisée sur la prévoyance, la définition d'objectifs précis, et vouée à favoriser l'action (Roux et Foxcroft, 2011). Elle s'inspire également des méthodes de co-gestion et de leur dimension d'apprentissage collectif, se rapprochant ainsi de ce que Huitema et al. (2009, cité dans Kingsford et al., 2011) et Mathevet et Bousquet (2014) qualifient de « co-gestion adaptative », qui intègre « les individus, avec leurs statuts, leurs connaissances et leurs pouvoirs, et met donc l'accent sur la collaboration et le partage du pouvoir » (Mathevet et Bousquet, p. 48). La SAM considère que de nombreux facteurs externes au périmètre d'un unique gestionnaire peuvent influencer les conditions écosystémiques, elle requière donc une approche globale, holistique, centrée sur le fonctionnement de l'écosystème (Kingsford et Biggs, 2012).

En se focalisant davantage sur la dimension gestionnaire (gestion de l'information, des connaissances scientifiques, c'est-à-dire leur intégration dans les processus sociaux

[32] Notre traduction de : *"[i]n practice, enhancing system resilience is challenged by conflict and disagreement among social groups over the normative dimensions of natural resource use, individual and collective economic goals, and what elements and attributes constitute an "ideal" or "desired" system"*.

économiques, et de gouvernance) que sur l'expérimentation scientifique, la SAM se distingue ainsi des démarches de gestion adaptative classiques (Kingsford et al., 2011). L'accent est mis sur la récolte de l'information et son traitement (transparence, aspects comptables, partage), permettant d'améliorer la connaissance du système et l'habileté des gestionnaires (*Ibid.*). En ce sens, elle révèle une forte vocation opérationnelle, appuyée par un haut niveau de formalisation.

La méthodologie du processus qui gouverne la SAM s'avère en effet particulièrement structurée, et se veut aussi solide dans sa construction que souple et modulaire dans son application (Roux et Foxcroft, 2011). Selon la nature du SSE, la sensibilité des structures écologiques qui le composent, la disponibilité de l'information, des connaissances scientifiques, des ressources, il est possible de mettre en place une démarche plus ou moins précise et plus ou moins rigoureuse. Kingsford et Biggs (2012) stipulent par exemple que dans le cas d'un écosystème sensible mais pour lequel l'accès à l'information est limité, il convient dans un premier temps de mettre en place une démarche essentiellement basée sur des données qualitatives, avec la volonté d'acquérir des éléments plus concrets au cours des prochains cycles du processus. Par ailleurs, dans le cas de systèmes moins sensibles, il est possible de se limiter à un processus simple et requérant moins de ressources. L'essentiel étant pour les auteurs, quel que soit le niveau de rigueur de l'approche mise en place, de respecter chaque étape. Cette flexibilité constitue selon nous un autre aspect intéressant de la démarche.

Nous présentons, dans les sections qui suivent, les premières étapes du MGV vouées à assurer la résilience des SSE. Ces étapes correspondent en grande partie à celles de la SAM (telles que décrites dans Kingsford et al., 2011 et dans Kingsford et Biggs, 2012) et sont illustrées via la conduite d'une étude de cas théorique pensée sur un territoire agricole.

Si la SAM a été développée, à l'origine, dans le cadre de la gestion des écosystèmes aquatiques d'eau douce en Afrique du Sud (cours d'eau, bassins versants, zones humides, etc.), la méthode se veut en effet applicable sur tout type d'écosystème. Sa mise en œuvre s'est étendue avec succès et elle couvre aujourd'hui un large spectre de SSE (Kingsford et Biggs, 2012). Par ailleurs l'intérêt de la gestion adaptative pour la gestion des agroécosystèmes a été mis en évidence par de nombreuses recherches, dont celles de Berkes et al. (2000), Jackson et al. (2010), et Lin (2011).

En se reposant sur ses principes de gestion de la SAM – décrits dans Kingsford et al. (2011) et de manière plus détaillée dans Kingsford et Biggs (2012) – et plus généralement en s'ancrant dans le courant de la gestion adaptative, ce premier module du MGV hérite d'une robustesse

conceptuelle, d'un niveau de standardisation avancé, et d'une validation empirique acquise par la multiplication des expérimentations.

Nous verrons, à l'issue de cette présentation synthétique de la SAM, que son processus présente toutefois des fragilités importantes en ce qui concerne la viabilité économique des organisations impliquées, et que ces manquements s'avèrent de nature à fragiliser l'atteinte de ses objectifs environnementaux.

#### 2.1.2.1 La définition du contexte, et en particulier la question de l'échelle spatiale pertinente associée au système socio-écologique

Deux procédés-clés doivent précéder le démarrage de la démarche de SAM, à savoir la définition du contexte et l'engagement des acteurs (Kingsford et Biggs, 2012). Les éléments permettant d'établir le contexte relèvent, pour les auteurs, essentiellement de l'identification des valeurs associées au SSE considéré (valeurs sociales, techniques, écologiques et économiques), ainsi que des enjeux politiques et légaux qui y sont liés. Mais il s'agit également, et selon nous avant toute chose, de définir l'échelle spatiale associée à la démarche à mettre en place. C'est ce point essentiel que nous choisissons de traiter ici.

Les frontières d'un écosystème sont relatives, et les échelles spatiales des différents processus qui s'y produisent sont souvent conflictuelles (Post et al., 2007). Ceci est valable pour les écosystèmes naturels (c'est-à-dire les espaces protégés où les activités humaines sont très limitées) et donc a fortiori pour les SSE. Si bien que la question du périmètre à considérer pour toute analyse théorique ou empirique d'un tel système (et celle de savoir s'il faut se réduire à un périmètre particulier) est à la fois cruciale et délicate.

Les partisans de la gestion adaptative apportent une réponse relativement précise à cette question : « Les échelles d'espace considérées sont a priori larges. Dans le domaine de l'écologie, la gestion adaptative s'applique en effet à une dimension qualifiée de bio-régionale par Lee (1999). Cette échelle est jugée pertinente car à la fois adaptée aux échelles de gestion et aux échelles d'étude du fonctionnement des écosystèmes (Lee, 1999). En corollaire, cela signifie que la gestion adaptative s'intéresse, pour développer l'apprentissage, à un collectif de sites et non plus à chaque site pris individuellement (Walters et Holling, 1990) » (Cordonnier et Gosselin, 2009, p.134). Cette conception de la gestion écosystémique est, à première vue, particulièrement intéressante s'agissant de l'échelle spatiale considérée : la biorégion correspond à un territoire délimité non pas par des frontières administratives ou politiques mais par les limites géographiques que forment les écosystèmes et les

communautés humaines[33]. Cette vision génère cependant des limites importantes du point de vue de la gestion d'un territoire. D'une part en raison de son aspect trop théorique et des difficultés certaines à mettre en évidence ces découpages de manière concrète et univoque, et d'autre part du fait de l'étendue potentiellement considérable de ces périmètres (pouvant aller de l'échelle du bassin versant à celle d'une région voire d'un état[34]), susceptibles de soulever de grandes difficultés en termes d'engagement des acteurs et de conciliation des points de vue.

Pour d'autres auteurs (Lackey, 1998 ; Post et al., 2007), l'échelle à laquelle il convient de considérer un écosystème va dépendre entièrement de la question que se posent les analystes ou les gestionnaires. Lackey (1998) identifie notamment deux approches : une approche dite traditionnelle, qui consiste à se focaliser sur une espèce en particulier – son territoire permet alors de définir le périmètre à considérer – et une autre approche centrée sur un acteur en particulier, une communauté ou un groupe d'intérêt. Ces points de vue sont associés à une vision restreinte des SSE, et ne sauraient être adaptés à une approche holistique et de cogestion telle que proposée par la SAM, à laquelle sont intrinsèquement liées des frontières multiples.

Les auteurs spécialistes de la SAM proposent une approche fondée sur des principes comparables, mais intégrative des différents attributs écosystémiques qui suscitent l'intérêt des acteurs impliqués : « [l]e contexte définit ce qui doit être géré, ce qui inclut les écosystèmes-clés […] et leur importance relative, et les espèces […] qui en dépendent (par exemple les espèces menacées) »[35] (Kingsford et al., 2011, p.1196). Cette approche, plus souple que celle défendue par Lee (1999), n'en est pas moins pertinente du point de vue du SSE, car centrée à la fois sur l'écosystème, ses composantes et son fonctionnement, et sur les communautés humaines à travers leurs perspectives.

Cette vision est partagée par d'autres auteurs. On peut citer par exemple Sexton et Szaro (1998) qui s'interrogent dans leur article sur « la meilleure base pour conduire une gestion écosystémique, un système centré sur les milieux aquatiques comme les frontières d'un bassin versant, ou l'un des multiples systèmes basés sur les milieux terrestres ? »[36] (p.167). En d'autres termes, « [c]omment des organisations et des groupes divers arrivent-ils à définir en

---

[33] Site internet du World Ressources Institute : http://www.ibiblio.org/london/links/start-392001/msg00549.html (page consultée le 19/07/2015)

[34] *Ibid*.

[35] Notre traduction de : *"[t]he context defines what needs to be managed, including key […] ecosystems and their relative importance, […]dependent species (e.g., threatened species)"*.

[36] Notre traduction de : *"[…] the best basis for conducting ecosystem management an aquatic based system like watershed boundaries, or one of several terrestrial based systems?"*

commun une frontière standard pour conduire la gestion d'un écosystème ? »[37] (p.168). La réponse des auteurs est qu'ils ne le font pas : ces acteurs vont au-delà de la détermination d'un unique périmètre pour asseoir la démarche, ils intègrent les diverses approches écologiques et leurs frontières associées afin d'accéder aux informations requises par leurs différents enjeux. C'est ce point de vue que nous retenons pour définir le périmètre d'étude des SSE dans le cadre du MGV.

**Etude de cas théorique d'un territoire agricole et littoral**

Nous proposons, pour illustrer le processus du MGV, de conduire la démarche de manière théorique sur un cas correspondant à un territoire dominé du point de vue écologique par des systèmes agricoles de grandes cultures et situé en périphérie d'un littoral maritime. Ce SSE se veut comparable à certains territoires français du département du Morbihan. Les organisations qui le composent sont les suivantes : exploitations agricoles, municipalités implantées sur le littoral, municipalités implantées dans l'arrière-pays, professionnels du tourisme, ménages riverains, chasseurs et pêcheurs (amateurs), et organisme scientifique.

Le périmètre qui délimite le territoire considéré dans notre étude de cas se définit écologiquement à travers le prisme des acteurs du territoire et de leurs enjeux, donc selon les attributs écologiques qui les concernent, directement et / ou indirectement.
Les grands enjeux du territoire sont liés en particulier à l'agriculture intensive qui y est pratiquée et qui engendre des répercussions (effets externes environnementaux négatifs) sur les autres organisations du territoire. On peut citer en particulier la dégradation de la qualité des eaux souterraines, l'eutrophisation des eaux de surface (douces et marines), la détérioration des paysages, et la réduction des populations d'espèces sauvages.
Le SSE se compose ainsi des agroécosystèmes (ou de l'agroécosystème considéré dans sa globalité, composé principalement de parcelles cultivées), des systèmes aquatiques d'eau douce qui y sont imbriqués (nappes phréatiques, cours d'eau), et des écosystèmes littoraux qui les jouxtent et avec lesquels ils interagissent via les masses d'eau douce.
A ce périmètre écologique sont associées des frontières administratives, qui, dans notre étude de cas, sont celles de l'intercommunalité (regroupement de communes en vue de coopérer sur différents domaines, comme l'environnement ou l'aménagement), échelle bien adaptée à la

[37] Notre traduction de : *"How do many diverse organizations and groups arrive at common ground in defining a standard boundary or border for conducting ecosystem management?"*

mise en place de la MGV : elle rassemble ici l'ensemble des administrations publiques locales (collectivités territoriales) présentes sur le périmètre écologique. Ces frontières administratives larges regroupent ainsi des mailles plus fines et parfois chevauchantes, en particulier les périmètres des municipalités et ceux des agents économiques qui y sont implantés.

Si les démarches de gestion adaptatives sont généralement mises en œuvre de manière volontaire par les acteurs d'un territoire, les pouvoirs publics, au niveau local notamment, sont souvent impliqués et participent à l'administration de la démarche en partenariat avec les agences scientifiques. C'est ce type de gouvernance qui est établi dans le cadre de notre étude de cas : une gestion intégrée et concertative pilotée par les administrations publiques locales avec l'appui d'un organisme scientifique (ci-après « les administrateurs du MGV »). Nous considérons qu'elle s'avère ici la plus adaptée au MGV car à même de garantir la mise en œuvre des basculements – processus dont la nature contraignante semble nécessaire – indispensables à la viabilité écologique et économique du modèle.

#### 2.1.2.2 L'état souhaitable du système socio-écologique

Comme nous l'avons mentionné auparavant, une question fondamentale de la gestion adaptative est celle de l'état du système considéré, auquel doit être associé le caractère de résilience. La résilience d'un système n'est, en soi, ni désirable ni indésirable, ces considérations ne valent que selon l'état du système et son appréciation du point de vue de la société. Un système résilient peut ainsi ne pas être toujours souhaitable (Mathevet et Bousquet, 2014) : certains systèmes peuvent s'avérer particulièrement résilients sans que leur état et leur fonctionnement ne soient désirables, c'est-à-dire sans qu'ils soient souhaités par les groupes humains qui y sont implantés.

L'objet de la gestion adaptative, toutes tendances confondues, est de maintenir ou de conduire les SSE dans un état et un fonctionnement socialement souhaités tout en garantissant leur résilience. La SAM se définit dans ce contexte comme « un processus rigoureux étape par étape qui définit les conditions désirées (i.e. l'objectif, le but) de l'espace […] et développe les options de gestion qui sont ensuite mises en œuvre et évaluées de manière à progresser vers cet objectif »[38] (Kingsford et Biggs, 2012, p.9). La détermination de cet état désiré

[38] Notre traduction de : *"[…] a rigorous step-by-step process that defines the desired condition (i.e. objective / goal) of the […] area and develops management options that are then implemented and evaluated in relation to progress toward that goal"*

représente le socle des processus de gestion adaptative, dont il convient donc d'assurer la solidité.

Cependant, comme le relèvent Mathevet et Bousquet (2014) « [c]hoisir de rester dans la même configuration, le même ensemble d'attraction, c'est-à-dire le même système, ou de basculer vers un autre système génère de nombreuses tensions sociales » (p.42). Les conflits entre les groupes sociaux peuvent en effet émerger relativement à l'utilisation des ressources naturelles, à leurs buts économiques, ou aux éléments et attributs qui constituent le système désiré (Bojorquez-Tapia et Eakin, 2012). Gérer ces potentiels désaccords pour parvenir à une vision partagée du territoire nécessite, pour tout instigateur d'une démarche de gestion adaptative, d'adopter une approche rigoureuse. La SAM propose un processus en quatre étapes pour définir l'état désiré du SSE du point de vue social, étapes permettant de passer de la définition générale de l'état souhaité à long, voire très long terme, aux indicateurs et cibles de gestion qui permettent de délimiter les conditions représentatives de cet état (et qui seront amenées à évoluer continuellement au cours des cycles de gestion, en fonction des résultats obtenus). Nous les présentons ici succinctement.

*La « vision » du système socio-écologique et la « mission » associée*

La « vision » du SSE représente la direction que le processus de SAM devra emprunter (Kingsford et Biggs, 2012). Elle correspond à elle seule à l'objectif final, à long terme, de la démarche. Elle doit être concise (tenir une phrase) et être définie par les acteurs du territoire considéré de manière à être partagée sans équivoque, car c'est elle qui conditionne l'ensemble de la SAM (Kingsford et Biggs, 2012). La « mission », qui doit elle aussi être succincte, est directement liée à cette « vision » : elle caractérise la manière dont les acteurs vont chercher à l'atteindre, si bien que la « vision » est généralement littéralement incluse dans la formulation de la « mission ». Chercher à l'atteindre nécessite ensuite de définir des objectifs intermédiaires.

**Etude de cas théorique d'un territoire agricole et littoral**

La « mission » et la « vision » associées au SSE considéré dans notre étude, discutées, négociées, et partagées par l'ensemble des acteurs qui y sont établis est la suivante : « Restaurer l'agroécosystème de manière à ce qu'il retrouve sa forme bocagère traditionnelle, la biodiversité associée, et qu'il produise des avantages pérennes pour tous les acteurs du territoire. »

*Les « attributs-clés » du système socio-écologique*

Les « attributs-clés » du SSE correspondent à ses principales caractéristiques intrinsèques (du point de vue des parties prenantes), qui devront, selon l'état du système et son état souhaité, être maintenues ou recherchées via le processus de la SAM (Kingsford et Biggs, 2012). Ils représentent en général l'essence du système, sont corrélés les uns aux autres, et constituent une étape importante dans la définition des objectifs intermédiaires de gestion en jouant le rôle de filtre. Ils ne doivent donc pas être trop nombreux, sous peine d'être contreproductifs (Kingsford et Biggs, 2012).

**Etude de cas théorique d'un territoire agricole et littoral**

Les « attributs-clés » du SSE considéré ont été définis comme tels par l'ensemble des acteurs du territoire :

- Une agriculture produisant des aliments de haute qualité – environnementale, nutritionnelle et gustative – et économiquement performante ;
- Un littoral attractif, des points de vue culturel, touristique et paysager, mais également du point de vue environnemental : qualité environnementale des plages, des eaux de baignade, biodiversité de l'estran, etc. ;
- Un arrière-pays attractif, des points de vue culturel, touristique et paysager : haies bocagères, bosquets, parcelles forestières, pâturages, biodiversité associée, etc.

*« Objectifs » de la gestion du système socio-écologique*

Les « objectifs » de gestion définissent les modalités permettant de réaliser la « mission » associée au processus, et donc d'atteindre la « vision » du SSE. Ils sont directement dérivés

des attributs-clés, et Kingsford et Biggs (2012) précisent qu'ils peuvent être déterminés suite à l'identification des différents facteurs liés aux attributs, facteurs susceptibles de les favoriser ou de les menacer.

**Etude de cas théorique d'un territoire agricole et littoral**

Les « objectifs » de gestion associés au SSE considéré, dérivés des attributs-clés définis en *supra*, sont principalement liés aux agroécosystèmes du territoire. Les exploitations agricoles du SSE sont ainsi définies comme les « gestionnaires » du territoire. Leurs objectifs sont formulés comme suit par les administrateurs du MGV :

- Restreindre l'utilisation des intrants et des produits phytosanitaires pour réduire la pollution des sols et des eaux ;
- Restaurer les zones de régulation écologique (structures agroécologiques) pour rétablir le paysage traditionnel bocager, favoriser la biodiversité, et renforcer la résilience des systèmes ;
- Diversifier les cultures pour favoriser la biodiversité et améliorer la résilience des systèmes.

*« Indicateurs », « seuils écologiques » et « cibles de gestion »*

Les objectifs de gestion définis en *supra* doivent être mesurables, afin de pouvoir évaluer leur atteinte par les gestionnaires au cours des cycles de gestion. Pour ce faire, la détermination d'« indicateurs » et de « cibles » associées est essentielle pour la surveillance et l'amélioration du processus (Kingsford et Biggs, 2012).

Kingsford et Biggs (2012) soulignent la nécessité de détenir des indicateurs de gestion qui permettent le pilotage du système et représentent souvent des *proxies* de l'état de l'écosystème (indicateurs dits de substitution, comme la présence d'habitats par exemple), mais également de suivre des indicateurs d'état du système (indicateurs biologiques, écologiques, physico-chimiques, liés aux structures, fonctions, services écosystémiques (SE)).

Les auteurs appuient également sur l'importance de connaître et respecter les seuils écologiques associés aux écosystèmes (points de basculement vers d'autres états considérés non souhaitables, et liés à la résilience des systèmes, cf. Chapitre 1, sous-section 1.5.3) dans la détermination des cibles de gestion (c'est-à-dire dans la détermination des niveaux à atteindre pour les indicateurs de gestion). L'existence d'incertitudes par rapport à ces seuils et les limitations des connaissances scientifiques à cet égard incitent cependant à une certaine prudence. Les auteurs proposent pour cela de définir des « seuils de travail » pour guider la

gestion du SSE, ce que nous avons qualifié de « cibles de gestion », correspondant à des fourchettes de valeurs des variables d'intérêt situées à distance des seuils écologiques (définis précisément ou estimés et testés), de manière à laisser au gestionnaire le temps d'agir en cas de franchissement. Ces cibles de gestion peuvent donc représenter, selon l'état du système et son état désiré, soit des limites à ne pas franchir (dans le cas d'un système étant déjà dans un état socialement souhaité), soit des objectifs pour la restauration du SSE (lorsque le système se trouve dans un état non souhaitable). Leur atteinte / respect doit être fermement poursuivi, mais leur détermination est un processus itératif et leur valeur pourra évoluer après application sur le terrain, selon les réponses de l'écosystème (d'où l'importance de suivre des indicateurs d'état). Ces cibles sont assimilables à ce que d'autres auteurs qualifient de « limites de régulation » (Kennett, 2006 ; Johnson, 2013) ou « seuils de gestion » (Martin et al., 2009 ), dont nous avons traité dans le premier chapitre de notre thèse (cf. Chapitre 1, sous-section 1.5.3.3).

Selon nous, si la participation de toutes les parties prenantes est indispensable pour l'ensemble des étapes du processus, la définition des indicateurs et de leurs cibles ne nous paraît pas négociable (dans le sens d'une concertation et de prises de décision consensuelles). Ils doivent être définis à la lumière des connaissances scientifiques et des connaissances de terrain dans un premier temps, et selon les réponses de l'écosystème pour les cycles de gestion suivants. Leur partage et leur acceptation par les acteurs, en particulier par les gestionnaires, doit être assuré tant par la bonne tenue des étapes précédentes et la légitimité des décisions prises (les indicateurs et leurs seuils associés n'en représentent que la formalisation), que par l'assurance, de la part des administrateurs, de maintenir la viabilité économique des organisations (via le second module de la MGV). Leur respect peut donc, selon les contextes, être assuré par la voie de mesures contraignantes (e.g. servitudes écologiques, cf. CGDD, 2013).

La conception théorique qui soutient l'idée des indicateurs et de leurs seuils écologiques peut être représentée par le diagramme en deux dimensions de la Figure 15, où l'état souhaitable du SSE est représenté par les indicateurs et délimité par leurs seuils.

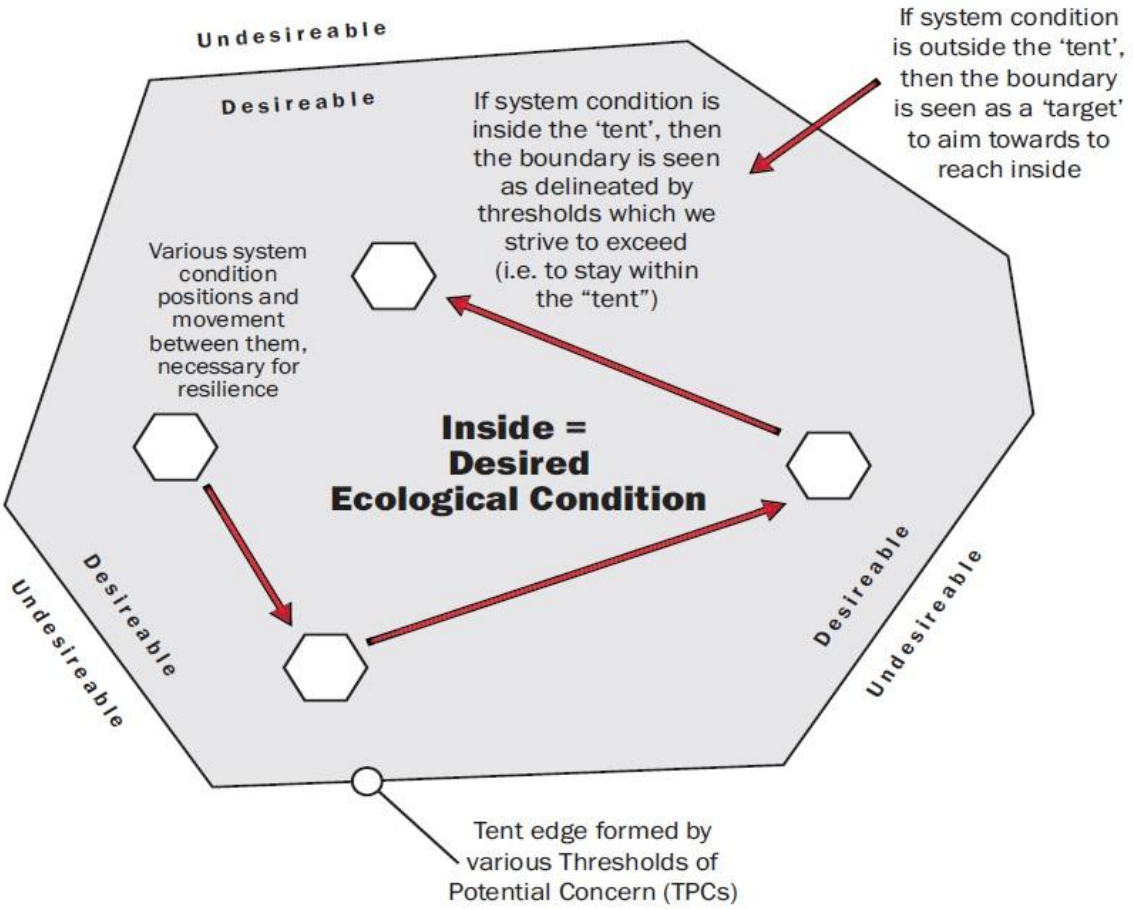



**Figure 15. Diagramme représentant l'état souhaitable d'un écosystème à l'intérieur des frontières déterminées par les cibles de gestion (*thresholds of potential concern*) associées aux différents indicateurs de l'écosystème (Kingsford et Biggs, 2012, p.26).**

Ajoutons qu'en respectant les seuils écologiques (et donc a fortiori les cibles de gestion, plus exigeantes), les gestionnaires du SSE garantissent la résilience des écosystèmes, donc leur fonctionnement, et préservent leurs capacités assimilatrices. Maintenir le système dans un état souhaitable et résilient par la voie de la SAM conduit donc d'exclure l'apparition d'effets externes environnementaux négatifs. Nous considérons de ce fait que cet état – assuré par le respect strict des cibles de gestion – caractérise « l'état de référence » de l'écosystème, et permet d'objectiver une « frontière » entre l'apparition d'externalités négatives et positives : lorsque le niveau des indicateurs du SSE n'atteint pas les exigences des cibles de gestions, le système n'est pas considéré comme résilient, ses capacités assimilatrices sont dépassées, et des externalités négatives apparaissent. Si, au contraire, ce niveau surpasse les exigences des cibles de gestion, les potentialités écologiques du système sont optimisées, ce qui conduit à la génération d'externalités positives.

**Etude de cas théorique d'un territoire agricole et littoral**

A partir des objectifs définis dans la section précédente, nous proposons une série d'« indicateurs de gestion » en prenant pour référence plusieurs indicateurs environnementaux empruntés à la méthode d'Indicateurs de Durabilité des Exploitations Agricoles (IDEA, 2008, cf. sous-section 1.1.3.2), en cohérence avec notre étude de cas. Les « cibles de gestion » qui leurs sont associées proviennent également de la méthode IDEA (*Ibid.*) : nous avons en général, pour chaque indicateur, sélectionné les niveaux intermédiaires – voire les niveaux bas – dans la gamme de valeurs proposée par IDEA. Il est important de préciser que ces indicateurs et leurs cibles ne se veulent pas rigoureusement adaptés pour la gestion effective d'un agroécosystème, mais représentent des données recevables pour nous permettre ici d'illustrer et tester le MGV. Nous les présentons en *infra* associés aux objectifs de gestion du SSE dont ils sont issus.

<u>Objectif : Restreindre l'utilisation des intrants et des produits phytosanitaires pour réduire la pollution des sols et des eaux</u>

- Apports en fertilisants (indicateur A12 de la méthode IDEA)

Bilan apparent de l'azote : cible de gestion située entre 40 et 50 kgN/ha

- Application de pesticides (indicateur IDEA 14)

Pression polluante[39] : cible de gestion comprise entre 3 et 4

- Surface de l'exploitation où la ressource sol est protégée (indicateur IDEA A16)

Proportion du terrain où le travail du sol se fait sans retournement : cible de gestion comprise entre 30 et 50 % de la surface agricole utile (SAU)

- Gestion de la ressource en eau (indicateur IDEA A17)

Proportion des cultures irriguées bénéficiant de l'irrigation localisée : cible de gestion située entre 30 et 50 % des surfaces

<u>Objectif : Restaurer les zones de régulation écologique (structures agroécologiques) pour rétablir le paysage traditionnel bocager, favoriser la biodiversité, et renforcer la résilience des systèmes</u>

- Surface maximale des parcelles (indicateur IDEA A6) : cible de gestion de 10 à 12 ha

[39] Site internet d'IDEA (Tableur de calcul de la pression polluante) : http://www.idea.chlorofil.fr/fileadmin/documents/Outils_d_application/Pression_polluante_V3EC-3.xls (page consultée le 03/09/2015)

- Proportion minimale de la SAU occupée par des zones de régulation écologique (bandes enherbées, haies, bosquets, arbres isolés) (indicateur IDEA A8) : cible de gestion de 4 à 6 %

Objectif : Diversifier les cultures pour favoriser la biodiversité et améliorer la résilience des systèmes

- Diversité minimale des cultures (indicateur IDEA A1 et A2) : cible de gestion entre 3 et 4 variétés

Le suivi de ces indicateurs et le respect des cibles doivent s'accompagner du suivi d'indicateurs de l'état des écosystèmes qui composent le SSE (indicateurs biologiques, physicochimiques, écologiques, liés à l'état souhaitable et aux SE escomptés). Ils doivent permettre d'évaluer l'adéquation des indicateurs et cibles de gestion et de les améliorer au cours des cycles de la SAM. Ces indicateurs d'état devront notamment avoir trait, dans le contexte du territoire de notre étude de cas, à la qualité des eaux, à celle des productions agricoles, aux paysages, ainsi qu'à la diversité biologique des écosystèmes terrestres et littoraux. Nous ne détaillons pas ici davantage cette étape, essentielle pour l'efficacité de la gestion adaptative, mais subsidiaire pour l'illustration et l'expérimentation du MGV.

Les étapes que nous venons de présenter constituent ce que les spécialistes de la SAM qualifient de « planification adaptative » (Roux et Foxcroft, 2011 ; Kingsford et Biggs, 2012). Elles représentent des étapes importantes du processus, celles qui constituent ses fondements et pour lesquelles la coopération et l'engagement de l'ensemble des acteurs sont capitaux. Elles le sont d'autant plus dans le cadre du MGV que notre démarche cherche, comme nous le verrons dans la sous-section 2.2 (second module du MGV), à dépasser ce que nous considérons comme les limites de la SAM, en proposant une gestion des pertes et des avantages écologiques qu'une telle démarche peut générer.

Les deux prochaines étapes de la SAM, présentées dans les deux sous-sections qui suivent, sont celles de la gestion adaptative à proprement parler (Roux et Foxcroft, 2011 ; Kingsford et Biggs, 2012). Elles consistent en l'identification des options de gestion qui permettront d'atteindre les objectifs établis (i.e. au respect / à l'atteinte des cibles de gestion), puis en l'opérationnalisation d'une ou plusieurs de ces options sur le terrain – accompagnée d'un suivi des indicateurs.

#### 2.1.2.3 Identification des options de gestion

Cette étape consiste à définir les différentes opérations de gestion susceptibles de permettre la réalisation des objectifs de gestion décidés en amont, donc de respecter ou d'atteindre les cibles de gestion associées (Roux et Foxcroft, 2011). Les auteurs encouragent l'élaboration de différents scénarios, ce qui autorise ensuite la sélection de ceux qui sont considérés comme les plus performants avant leur mise en œuvre, ou une combinaison des éléments de différentes options, ou encore, dans un but expérimental visant une meilleure efficacité, le test sur le terrain de différents scénarios (selon la logique de la gestion adaptative active, cf. sous-section 2.1.1.2). Pour cela, Kingsford et Biggs (2012) proposent de s'appuyer sur un modèle du système, modèle constitué des déterminants du système et des menaces et contraintes qui s'exercent sur ce dernier, et pouvant être plus ou moins élaboré selon les informations et les ressources disponibles. L'avantage de disposer d'un tel modèle est notamment de permettre aux acteurs de tester ex ante les différents scénarios élaborés et de choisir l'option d'implémentation jugée la plus pertinente (*Ibid*.).

Pour Roux et Foxcroft (2011), les différentes options de gestion des écosystèmes compris dans le SSE doivent être définies en coopération avec l'ensemble des parties prenantes. Si le partage des différents scénarios nous semble en effet essentiel dans une optique d'évaluation ex post et de validation, leur élaboration devrait, selon nous, être établie principalement par les acteurs qui détiennent les connaissances relatives aux processus écologiques à l'œuvre, c'est-à-dire a minima les gestionnaires eux-mêmes et les acteurs scientifiques impliqués dans l'administration de la démarche.

**Etude de cas théorique d'un territoire agricole et littoral**

Dans le cas du territoire considéré, plusieurs options peuvent être envisagées par les gestionnaires et les administrateurs du MGV pour l'atteinte des objectifs et cibles de gestion définis auparavant, notamment :

Options (combinables) permettant de réduire l'apport d'intrants :

- Diminution des intrants
- Rotation des cultures

Options (combinables) permettant de diminuer l'utilisation de produits phytosanitaires :

- Diminution des produits phytosanitaires et ciblage
- Mise en place d'une lutte biologique intégrée
- Mise en place d'un désherbage manuel
- Mise en place d'une rotation en grandes cultures
- Soutien aux espèces prédatrices des ravageurs

Options de diversification des cultures :

Colza / avoine / blé / sarrasin / betterave / luzerne / fèverole / pois / maïs / etc.

Options (combinables) permettant de restaurer les structures agroécologiques (entraînant aussi, pour certaines, une réduction de la taille des parcelles) :

- Plantation de haies
- Plantation de bosquets
- Semi de prairies
- Création de bandes enherbées
- Restauration de zones humides
- Restauration ou entretien des ripisylves

On peut observer que d'un objectif à l'autre, les différentes options identifiées s'avèrent souvent corrélées les unes aux autres : la restauration des structures agroécologiques peut favoriser la biodiversité (notamment les espèces antagonistes des ravageurs), le semis de prairies peut être intégré dans un programme de rotation, la rotation des cultures favorise à la fois la fertilité des sols et réduit les espèces indésirables, etc. Si bien que le choix d'un ou plusieurs scénarios doit tenir compte de ces interrelations.

Pour présenter et tester la suite des étapes du MGV, nous nous concentrons désormais sur le cas d'une exploitation particulière du territoire considéré, dénommée l'« exploitation E ». Les caractéristiques du fonctionnement de cette entreprise agricole, avant la mise en œuvre du MGV, sont les suivantes :

- SAU totale : 50 ha
- Production : monoculture intensive de blé
- Bilan apparent de l'azote : 100 kgN/ha
- Pression polluante : 8
- Surface de l'exploitation où la ressource sol est protégée : 0 %
- Proportion des cultures irriguées bénéficiant de l'irrigation localisée : non concernée (pas de cultures irriguées)
- Surface des parcelles : 2 parcelles de 25 ha
- Proportion de la SAU occupée par des zones de régulation écologique : 0 %

Les administrateurs de la MGV et les exploitants définissent, pour l'exploitation agricole en question, un unique scénario pour l'atteinte des cibles de gestion, composé des opérations suivantes :

- Plantation de haies sur 5 % de la SAU (et donc réduction de la taille des parcelles)
- Diversification des cultures : blé / betterave / luzerne / maïs
- Réduction des intrants pour atteindre 45 kgN/ha
- Réduction des pesticides pour atteindre une pression polluante de 4
- Changement des processus : 40 % de la SAU cultivée sans retournement

#### 2.1.2.4 Opérationnalisation de la *strategic adaptive management*

L'étape d'opérationnalisation de la SAM consiste principalement à mettre en œuvre, sur le terrain, les opérations décidées dans le ou les scénarios retenus par les acteurs.

**Etude de cas théorique d'un territoire agricole et littoral**

Dans le cas de l'exploitation E, la démarche du MGV conduit à l'implémentation des opérations suivantes :

- Plantation de haies sur 5 % de la SAU, soit sur une surface de 2,5 ha, correspondant à 2500 m linéaires (IDEA, 2008) et conduisant à une réduction de la taille des parcelles à moins de 10 ha ;
- Diversification des cultures : blé / betterave / luzerne / maïs, sur respectivement 14 ha / 9,75 ha / 9,75 ha / 14 ha ;
- Réduction des intrants de 100 kgN/ha à 45 kgN/ha ;
- Réduction des pesticides d'une pression polluante de 8 à une pression polluante de 4 ;
- Mise en culture de 40 % de la SAU (20 ha) sans retournement.

Il s'agit également, au cours de l'opérationnalisation, de suivre en parallèle les différents indicateurs (Kingsford et al., 2011, Kingsford et Biggs, 2012) – de gestion et d'état – permettant, d'une part, de suivre l'avancée des opérations et d'évaluer leur adéquation par rapport aux objectifs de gestion, mais également (dans le cas d'un système à rétablir vers un état désirable) de mesurer l'impact de l'atteinte progressive des objectifs et cibles de gestion (supposée et recherchée à compter de la mise en œuvre des opérations) sur l'état et le fonctionnement du SSE et son évolution vers l'état et le fonctionnement souhaité.

#### 2.1.2.5 Evaluation et apprentissage

Les phases d'évaluation et d'apprentissage, qui doivent concerner chaque étape du processus de la SAM, sont essentielles pour toute démarche de gestion adaptative : elles en constituent la spécificité majeure car sont garantes de l'adaptabilité de la gestion et de l'écosystème (Kingsford et Biggs, 2012). Pour chaque étape, il convient d'interroger différents points, notamment la pertinence de l'intervention et de la surveillance, l'acceptabilité sociale, et l'atteinte des objectifs (*Ibid*.).

Les auteurs proposent un système d'évaluation et d'apprentissage à trois boucles (i.e. trois grandes phases d'évaluation et d'apprentissage) (cf. Figure 16), chacune examinant des étapes spécifiques et donc s'établissant à des degrés temporels précis. La première boucle, qui s'opère sur des pas de temps courts, interroge l'atteinte ou le respect des cibles de gestion (grâce notamment au suivi des indicateurs de gestion, ou *outputs*). En cas d'échec, elle conduit à reconsidérer les scénarios et options de gestion mises en œuvre. La boucle suivante

concerne la réalisation des objectifs de gestion, et doit avoir lieu à des échelles temporelles plus larges. Si la démarche ne permet pas leur atteinte, ce sont les indicateurs et leurs cibles de gestion qui doivent être réévalués. Enfin, la dernière boucle d'analyse, à établir sur le temps long, s'attache à examiner la transition du SSE vers l'état considéré comme souhaitable (ou son respect si le système est déjà dans l'état désiré). Si cet état n'est pas atteint (ou respecté, ce qui peut être déterminé grâce au suivi des indicateurs d'état du système, ou *outcomes*), ce sont les objectifs de gestion qui sont à redéfinir, voire la vision et la mission (dans le cas où l'état souhaitable prédéfini s'avère impossible à atteindre).

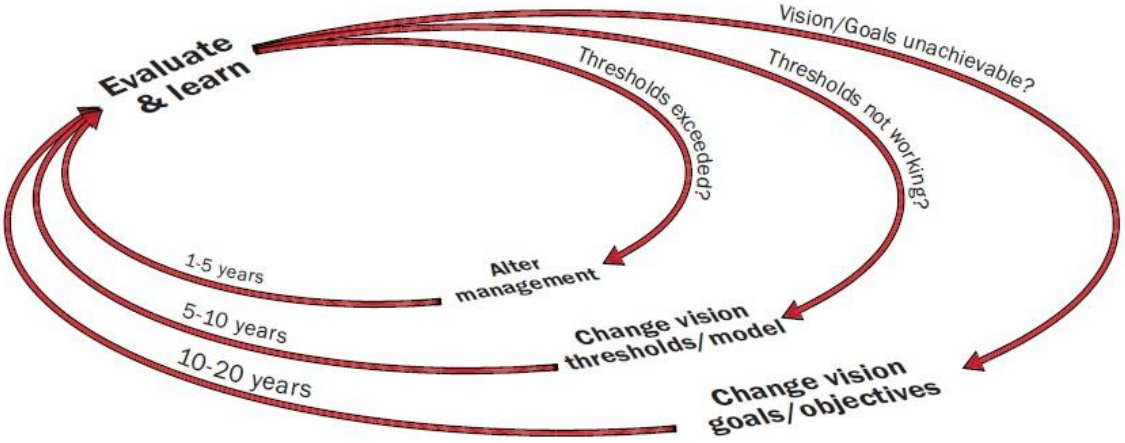



**Figure 16. La triple boucle d'évaluation et d'apprentissage et ses cycles associés (Kingsford et Biggs, 2012, p.38).**

### 2.1.3 Une limite importante de la *strategic adaptive management* : l'absence de considération pour la viabilité économique des organisations

Les étapes du MGV que nous venons de décrire sont destinées à garantir l'efficacité écologique du processus, donc le maintien des SSE dans des états considérés souhaitables et résilients.

Leur mise en application, telle qu'elle est proposée par la SAM (c'est-à-dire via un engagement volontaire), repose en grande partie sur l'acceptabilité de la démarche, donc sur l'acceptabilité des visions, objectifs, cibles, et surtout sur celle des opérations de gestion à réaliser. Cette nécessaire acceptabilité est mentionnée à plusieurs reprises dans les documents portant sur la SAM sur lesquels nous nous sommes appuyés. La question est malgré tout assez peu détaillée, et consiste principalement en des phases consensuelles de concertation.

Or il est légitime de penser que l'acceptabilité des opérations de gestion à mettre en œuvre peut se heurter, dans certaines situations, aux désavantages compétitifs pouvant être occasionnés sur les gestionnaires des écosystèmes. Si ces opérations s'avèrent trop coûteuses, c'est à dire susceptibles de compromettre la viabilité économique des organisations, leur implémentation ne peut être, selon nous, que remise en question. Notre étude de cas, bien que théorique, laisse clairement entrevoir les basculements que peut occasionner la restauration de la résilience des SSE (pour l'activité des gestionnaires en particulier), et les potentiels coûts (coûts de transition a minima) qui leurs sont associés. Dans de telles situations, c'est l'intégralité du processus de la SAM et ses résultats environnementaux qui risquent, en conséquence, de se fragiliser, voire d'être anéantis.

Cette absence de considération pour la viabilité économique des organisations impliquées dans la SAM constitue, de notre point de vue et en raison des répercussions qu'elle peut engendrer sur son efficacité écologique, une faiblesse considérable de la démarche.

Ces observations nous encouragent à penser que le succès de telles mesures (qu'elles soient mises en place volontairement ou de manière plus contraignante) ne saurait être garanti, dans des circonstances de transition de modèle d'exploitation, qu'à travers la mise en place de mécanismes complémentaires permettant d'assurer la viabilité économique globale de la démarche, c'est-à-dire celle de toutes les organisations impliquées.

Dans la section qui suit, nous cherchons à relever ce défi en proposant les processus complémentaires de la MGV destinés à permettre le maintien de la viabilité économique des SSE (second module de la MGV).

## 2.2 Les étapes comptables et économiques du Modèle de gestion pour la viabilité des systèmes socio-écologiques (second module)

La mise en œuvre, sur un territoire, de la démarche de gestion adaptative décrite dans la sous-section précédente (premier module du MGV) peut conduire à des résultats variés – du point de vue environnemental et économique – pour les gestionnaires du SSE. A court terme, elle peut notamment générer pour eux des gains financiers, ou au contraire peser négativement sur leur performance économique. Les potentielles améliorations environnementales issues de la démarche peuvent, par ailleurs, favoriser économiquement d'autres organisations du territoire, bénéficiaires de SE. Certaines de ces situations peuvent fragiliser la viabilité économique du modèle, et justifient la mise en œuvre de processus d'optimisation.

Avant de concevoir de tels mécanismes, il importe de mettre en évidence précisément les situations à optimiser. Nous proposons de différentier finement les résultats de la gestion adaptative par l'emploi de comptabilités (notamment environnementales) adaptées (sous-section 2.2.1).

Pour chaque situation qui le justifie, nous établissons ensuite les processus d'optimisation écologiquement et économiquement pertinents destinés à garantir la viabilité des organisations du SSE (outils économiques, comptables, fiscaux, etc.). Pour cela, nous nous référons, selon les cas, au principe pollueur-payeur, au concept de solidarité écologique, et au principe bénéficiaire-payeur (sous-section 2.2.2).

Enfin, nous illustrons et expérimentons ces étapes, qui constituent le second module du MGV, en poursuivant l'étude de cas amorcée précédemment (sous-section 2.2.3).

### 2.2.1 Différencier les résultats de la gestion adaptative pour identifier les situations à optimiser

Conformément aux exigences économiques de notre cadre de viabilité (et dans une optique d'acceptabilité sociale), le MGV suppose de garantir la viabilité des organisations qu'il implique, en particulier celle des organisations gestionnaires qui subiraient à court terme des désavantages concurrentiels du fait des opérations de gestion adaptative. Identifier ces situations de désavantage représente donc une étape cruciale de la MGV : il s'agit de concevoir un processus permettant de distinguer finement ces situations afin de ne prendre en charge que les organisations légitimes. Pour ce faire, nous proposons deux approches distinctes et complémentaires.

La première consiste à suivre la rentabilité des organisations gestionnaires avant et après la mise en œuvre de la MGV. Il convient de se référer, pour cela, aux documentations

comptables produites, en particulier à leur compte de résultat qui agrège, retranscrit et organise l'ensemble des opérations comptables de l'organisation au cours d'un exercice, et permet d'identifier son seuil de rentabilité (résultat net positif ou négatif, respectivement bénéfice ou déficit) (sous-section 2.2.1.1). Se baser uniquement sur ce critère de rentabilité pour identifier les organisations nécessitant un soutien pour le maintien de leur viabilité (c'est-à-dire ne prendre en considération que les situations de déficit) présente cependant une limite majeure : celle d'inclure dans le processus d'optimisation des organisations dont la rentabilité est menacée, mais en raison de facteurs autres que ceux liés à la gestion adaptative.

La seconde option permettant d'identifier les situations de désavantage économique consiste à produire un nouvel indicateur comptable, qualifié de « résultat comptable écologique », représentant l'impact économique précis des opérations de gestion adaptative sur les organisations (i.e. une « perte comptable écologique » ou un « gain comptable écologique »). Il est obtenu par la constitution du « compte de résultat écologique », agrégation de toutes les opérations comptables engagées du fait de la gestion adaptative (sous-section 2.2.1.2). Prise isolément, cette option présente elle-aussi un risque : celui d'intégrer dans le processus d'optimisation des organisations subissant des pertes comptables écologiques, mais d'un niveau trop faible pour remettre en question leur viabilité.

Nous proposons, pour dépasser ces limites, de croiser les deux types d'information : information comptable brute (résultat net de l'organisation) et information comptable retraitée traduisant l'impact économique de la gestion adaptative (résultat comptable écologique), pour obtenir le « résultat comptable général » (sous-section 2.2.1.3).

Par ailleurs, évaluer les « résultats environnementaux » obtenus par les gestionnaires à l'issue de la gestion adaptative – via un « compte environnemental » – permet de les distinguer selon les améliorations environnementales produites (réduction d'externalités environnementales négatives ou création d'externalités positives), et met en évidence de nouvelles optimisations souhaitables (sous-section 2.2.1.4).

Enfin, le recoupement du « résultat comptable général » (croisement du résultat net et du résultat comptable écologique) et du « résultat environnemental » aboutit à une typologie des « résultats globaux » de la gestion adaptative (sous-section 2.2.1.5), et finalise la différenciation des situations dont l'optimisation est légitime.

#### 2.2.1.1 Le compte de résultat

Le compte de résultat consiste à agréger l'ensemble des produits et des charges occasionnés par une organisation au cours d'un même exercice. Il permet de mesurer sa performance en

dégageant de ces informations le résultat net, pouvant être un bénéfice (indiquant que l'organisation a réalisé des gains économiques) ou un déficit (indiquant une perte économique). Dans la mesure où il s'agit d'un document courant et standardisé, nous ne nous étendons pas sur son contenu dans la présente sous-section. Ce point est cependant développé en détails lors de la poursuite de notre étude de cas (cf. sous-section 2.2.3.1).

#### 2.2.1.2 Le « compte de résultat écologique »

Le « résultat comptable écologique » des gestionnaires du SSE représente, pour ces organisations, la conséquence financière du maintien de l'écosystème dans un état socialement souhaité et résilient, à chaque exercice ou cycle de gestion : soit un gain comptable écologique, soit une perte comptable écologique. Son établissement consiste, pour ces organisations, à identifier, suivre, et agréger différents indicateurs comptables : charges et produits spécifiques, propres à chaque secteur d'activité voire à chaque contexte socio-écosystémique.

Ce type de processus comptable s'inspire directement de la « comptabilité environnementalement différenciée », une forme de CE dite *outside-in*, c'est-à-dire représentant les effets des contextes sociaux sur l'organisation (cf. sous-section 1.1.3.1). En Europe et en France, sa forme standardisée consiste à mettre en évidence, dans une documentation comptable annexe, certains postes particuliers liés aux opérations de nature environnementale menées par les firmes (charges en général, d'où l'appellation générique de « dépenses environnementales »). S'agissant par exemple des exigences applicables en France (JORF, 2010), ces dépenses correspondent aux « moyens consacrés à la prévention des risques environnementaux et des pollutions ». Nous avons constaté que les résultats produits par la comptabilité environnementalement différenciée sont précisément représentatifs du contexte sociétal qui en est à l'origine (régulations environnementales, pressions sociales, etc.). Si bien que si ce contexte est dominé par le maintien de la viabilité des systèmes vivants, alors ce type de démarche conduit à comptabiliser les coûts de maintien de la résilience des écosystèmes, assimilables aux coûts de renouvellement du capital naturel suggérés par Richard (2012) ou aux coûts de maintien des potentialités écologiques mentionnés par Levrel et al. (2012).

Levrel et al. (2012) définissent par ailleurs les méthodes possibles d'évaluation de ces coûts, de manière moins restrictive que dans la réglementation française. Elles correspondent aux différentes options permettant d'atteindre et / ou maintenir l'état socialement désiré d'un écosystème dans le contexte du MGV : « le coût des investissements qu'il est nécessaire de

réaliser pour maintenir ou améliorer l'état de la biodiversité en vue de garantir la pérennité des flux de services écologiques » (p. 11). Ils précisent que ces investissements peuvent s'avérer de différentes natures : « la restauration d'un écosystème qui a été dégradé, la création d'un nouvel écosystème […], l'amélioration de la qualité d'un écosystème qui n'a pas été dégradé mais dont les potentialités écologiques peuvent être accrues par un aménagement particulier, voire la préservation totale d'un écosystème, mais aussi tous les coûts associés aux changements d'activités, de techniques, de pratiques qui ont pour objectif d'atténuer les impacts de ces dernières sur la biodiversité ».

Notre proposition de compte de résultat écologique peut être interprétée comme une hybridation entre l'acception traditionnelle des dépenses environnementales et celle des coûts de maintien des potentialités écologiques de Levrel et al. (2012). Les coûts à identifier correspondent à ceux des opérations décrites par Levrel et al. (2012), mais leur calcul doit se faire a posteriori et au niveau de chaque agent, à la manière dont sont comptabilisées les dépenses environnementales (Levrel et al. (2012) proposent, de leur côté, de mesurer ces coûts de manière prévisionnelle et à un niveau plus macroéconomique, pour les intégrer dans les analyses coûts-bénéfices et alimenter les prises de décision).

Nous cherchons toutefois à aller au-delà de la simple identification des (sur)coûts de gestion pour les organisations, considérant que dans certaines situations, les changements de pratiques opérés lors des étapes de gestion adaptative (dans le cas d'un SSE à restaurer) peuvent être à l'origine de gains économiques pour les gestionnaires (via une amélioration des SE notamment). Identifier précisément les situations de désavantage compétitif générées par la gestion adaptative implique donc de comptabiliser, en complément des dépenses environnementales, ces éventuels avantages. Si nous nous intéressons principalement pour cela aux charges (pour identifier des coûts additionnels ou des coûts évités), il conviendra de suivre également certains postes de produits dont l'évolution pourra refléter un gain ou un manque à gagner par rapport à la situation précédant la mise en œuvre du MGV.

L'agrégation des données monétaires de ces différents postes comptables aboutit ainsi à la formulation du « résultat comptable écologique » de l'organisation : une perte ou un gain comptable « écologique », résultant des opérations visant la viabilité des écosystèmes.

Les modalités de calcul du résultat comptable écologique (choix des postes comptables) semblent pouvoir être déclinées de manière générique pour chaque secteur économique. Il nous paraît cependant important, dans le cadre de la MGV, que ces modes d'évaluation soient discutés et validés par les parties prenantes du territoire (gestionnaires du SSE et bénéficiaires de SE notamment), dans la continuité du processus de la SAM et dans une optique

d'acceptabilité sociale. C'est également la position de Zahm (2004) qui retient comme principe, s'agissant des dépenses environnementales liées à la multifonctionnalité de l'agriculture, que « le périmètre d'observation doit être normé et fixé par la société » (p. 103). Nous ne rentrons donc pas ici dans le détail des classes comptables à considérer pour chaque secteur économique, mais approfondissons ces questions lors de la poursuite de l'étude de cas théorique (cf. sous-section 2.2.3.1).

#### 2.2.1.3 Le « résultat comptable général » : croisement entre résultat net et résultat comptable écologique

Le croisement du résultat net comptable et du résultat comptable écologique permet d'illustrer quatre types de situation pouvant être occasionnées par le déploiement de la gestion adaptative, soit quatre types de résultats comptables généraux du cycle de gestion adaptative (cf. Tableau 24) :

- un « déficit écologiquement favorisé » (déficit comptable causé, au moins en partie, par la mise en œuvre de la gestion adaptative) ;
- un « déficit écologiquement réduit » (situation de déficit causée par d'autres facteurs, et minimisée par la mise en œuvre de la gestion adaptative) ;
- un « bénéfice écologiquement réduit » (bénéfice comptable diminué par le déploiement de la gestion adaptative) ;
- un « bénéfice écologiquement favorisé » (situation de bénéfice net favorisée par la démarche de gestion adaptative).

| Résultat net comptable / Résultat comptable écologique | Déficit net | Bénéfice net |
|---|---|---|
| Perte comptable écologique | Déficit écologiquement favorisé (**DF**) | Bénéfice écologiquement réduit (**BR**) |
| Gain comptable écologique | Déficit écologiquement réduit (**DR**) | Bénéfice écologiquement favorisé (**BF**) |

**Tableau 24. Croisement du résultat comptable net et du résultat comptable écologique, révélant quatre « résultats comptables généraux » pouvant résulter des étapes de gestion adaptative du MGV.**

Des informations mises en évidence par ce recoupement, nous formulons trois observations utiles dans notre recherche des situations nécessitant une optimisation économique.

Tout d'abord, les situations de gains comptables écologiques (respectivement « déficits écologiquement réduits » (DR) et « bénéfices écologiquement favorisés » (BF) dans le Tableau 24), dans la mesure où elles attestent d'un impact économiquement favorable de la gestion adaptative sur les gestionnaires, ne semblent pas nécessiter de soutien particulier dans le cadre du MGV. Les situations de « bénéfice écologiquement favorisé » constituent même les résultats qui seront vraisemblablement visés par les processus d'optimisation recherchés.

En outre, on peut considérer que les organisations en situation de « bénéfice écologiquement réduit » (BR) ne requièrent pas non plus de prise en charge spécifique, car le déploiement de la gestion adaptative ne remet pas réellement en question leur viabilité économique.

Enfin, les situations de « déficit écologiquement favorisé » (DF) semblent représenter les cas d'inefficacité économique que nous recherchons, c'est-à-dire ceux qu'il convient de prendre en considération et de traiter pour garantir la viabilité économique du MGV.

Certaines de ces considérations peuvent toutefois être nuancées si l'on s'intéresse aux résultats environnementaux des gestionnaires.

#### 2.2.1.4 Le « compte environnemental »

*L'intérêt d'évaluer les résultats environnementaux*

La prise en compte des résultats écologiques obtenus par les organisations à l'issue des étapes de gestion adaptative apparait fondamentale dans notre recherche des inefficacités économiques du MGV. Ils nous permettent de différencier davantage les résultats mis en évidence précédemment, en distinguant les situations dans lesquelles l'écosystème géré est conduit à un état résilient (ou est en transition vers cet état de résilience), et les situations dans lesquelles les modalités de gestion vont au-delà des exigences des cibles de gestion et permettent d'optimiser les potentialités écologiques. Pour rappel, nous considérons que l'état de résilience écologique, concrétisé par le respect des cibles de gestion, représente « l'état de référence » de l'écosystème, analogue à la capacité maximale d'assimilation des écosystèmes évoquée par Pearce (1976) (cf. Chapitre 1, sous-section 4.3.2.1). C'est cet état de référence qui concrétise la frontière entre la création d'externalités négatives (lorsque les cibles de gestion ne sont pas respectées / atteintes) et la création d'externalités positives (lorsque la gestion menée est écologiquement plus favorable que le niveau de référence). En conséquence, une organisation optimisant les potentialités écologiques de l'écosystème géré, produisant donc de « réelles » externalités positives, s'avère légitime pour recevoir une

rémunération de la part des bénéficiaires de SE pour son amélioration des conditions environnementales. Les situations qui nécessitent d'être optimisées en vue d'assurer l'efficacité économique du MGV ne sont donc plus seulement celles dites de « déficit écologiquement favorisé » (DF), mais également toutes celles dans lesquelles les organisations optimisent les potentialités écologiques des écosystèmes gérés, et cela, quels que soient leurs résultats comptables généraux.

Zahm (2004) plaide, comme nous, pour la révélation d'une double information associant indicateurs environnementaux physiques et indicateurs monétaires des dépenses engendrées par les « efforts environnementaux », en suivant le point de vue de Christophe (1995). Ce dernier estime que la seule publication des montants des dépenses environnementales est insuffisante pour juger du niveau d'engagement d'une organisation, car ces montants ne traduisent pas nécessairement une amélioration significative des conditions environnementales : « une entreprise qui pollue de 1000 et dépollue 800 sera toujours plus polluante qu'une entreprise qui pollue 100 et dépollue de 50 » (Christophe, 1995, p.125, cité dans Zahm, 2004, p.93). Ce n'est qu'associée à des indicateurs environnementaux physiques que l'information s'avère complète et permet d'en juger, dans la mesure où les informations physiques ne se suffisent pas non plus et ne doivent pas être déconnectées des coûts s'il s'agit de respecter « un seuil de viabilité économique » (Zahm, 2004, p.94).

Nous proposons donc de combiner, pour chaque organisation impliquée dans la MGV, le résultat comptable général (c'est-à-dire les quatre types de résultats représentés dans le Tableau 24) et le « résultat environnemental » des étapes de gestion adaptative, mis en évidence dans un « compte environnemental ».

*Publication du compte environnemental*

La SAM, telle que proposée par Kingsford et al. (2011) et Kingsford et Biggs (2012), suppose déjà le suivi des résultats écologiques obtenus par la mise en œuvre des opérations de gestion (suivi des indicateurs de gestion et des indicateurs d'état du système), dans une logique essentiellement d'apprentissage et d'adaptation des pratiques de gestion.

Nous considérons que ces indicateurs doivent être non seulement suivis en interne par les organisations, comme proposé par la SAM, mais publiés et disponibles pour les parties prenantes, au même titre que le compte de résultat écologique, à la manière des modèles de *reporting* environnemental (cf. sous-section 1.1.3.2). Nous avons constaté que ce type de CE ne relève pas réellement des instruments de régulation, mais représente plutôt un outil informationnel adaptable aux contextes dans lesquels il est déployé, si bien qu'habituellement

mobilisé dans le cadre de la responsabilité sociale des entreprises (RSE), il est souvent assimilé à une vision faible de la soutenabilité (Richard, 2012). Nous proposons ici d'adapter cet outil au contexte du MGV, donc au cadre théorique du développement viable et de la soutenabilité forte, en intégrant dans son processus des indicateurs écologiques relevant du fonctionnement des écosystèmes (indicateurs de gestion et d'état du SSE, conçus via la SAM), et évalués constamment au regard des cibles de gestion.

La constitution de ces données écologiques peut ainsi conduire à plusieurs types de résultats environnementaux, relativement aux objectifs et cibles de gestion :

- Dans les cas où les indicateurs sont à des niveaux défavorables par rapport aux cibles de gestion (c'est-à-dire que les seuils écologiques sont potentiellement franchis), l'écosystème géré par l'organisation est considéré comme non résilient. Ce résultat peut cependant renvoyer à deux situations distinctes, représentant deux sous-résultats : des situations d'amélioration écologique (dans lesquelles l'organisation met en œuvre des opérations de gestion pertinentes et améliore le niveau des indicateurs de gestion, mais sans parvenir au niveau requis par les cibles), et des situations de stagnation ou de dégradation écologique (dans lesquelles l'organisation ne cherche pas à changer ses pratiques de gestion et ne relève pas le niveau des indicateurs, ou dans lesquelles le niveau écologique désiré ne peut plus être rétabli).
- Lorsque le niveau des indicateurs respecte celui préconisé par les cibles de gestion, l'écosystème géré est qualifié de strictement résilient.
- Si les indicateurs atteignent des niveaux plus favorables que ceux des cibles de gestion, on considère que l'organisation optimise ses potentialités écologiques.

La MGV peut ainsi conduire à quatre types de résultats écologiques, que nous proposons de dénommer respectivement « 0 » (écosystème non résilient et aucune amélioration écologique), « 1 » (écosystème non résilient mais amélioration écologique), « 2 » (écosystème strictement résilient), et « 3 » (écosystème dont les potentialités écologiques sont optimisées).

Ces résultats doivent être mis en évidence grâce à la constitution de comptes environnementaux, documents comptables extra-financiers qui consistent à suivre et à publier le niveau des indicateurs de gestion à l'issue de chaque exercice comptable ou cycle de gestion, en les comparant aux cibles.

#### 2.2.1.5 Le « résultat global » : recoupement du résultat comptable général et du résultat environnemental

Comme mentionné précédemment, croiser les résultats comptables et environnementaux de la gestion adaptative doit nous conduire à identifier précisément les situations qui mettent en péril la viabilité économique de la démarche et à les caractériser, pour ensuite concevoir des

mécanismes pertinents et efficaces destinés à les optimiser. Cette étape consiste à mettre en regard les quatre résultats comptables généraux (cf. Tableau 24) et les quatre résultats écologiques (cf. sous-section 2.2.1.4) qui peuvent résulter d'un cycle de gestion adaptative. Elle conduit ainsi à distinguer seize « résultats globaux » (écologiques et économiques) (cf. Tableau 25), traduisant différentes stratégies et / ou niveaux d'implication dans la démarche.

| | | Déficit écologiquement favorisé (DF) | Déficit écologiquement réduit (DR) | Bénéfice écologiquement réduit (BR) | Bénéfice écologiquement favorisé (BF) |
|---|---|---|---|---|---|
| Ecosystème non résilient (indicateurs ne respectant pas les cibles de gestion) | Pas d'amélioration des indicateurs de gestion (0) | **0** | **0** | **0** | **0** |
| | Amélioration des indicateurs de gestion (1) | **DF1** | **DR1** | **BR1** | **BF1** |
| Ecosystème résilient (cibles de gestion respectées) (2) | | **DF2** | **DR2** | **BR2** | **BF2** |
| Optimisation des potentialités écologiques (indicateurs allant au-delà des cibles de gestion, dans le sens d'une meilleure efficacité écologique) (3) | | **DF3** | **DR3** | **BR3** | **BF3** |

**Tableau 25. Croisement des résultats environnementaux (verticalement) et des résultats comptables généraux (horizontalement) de la gestion adaptative, révélant seize différents « résultats globaux » de la démarche.**

L'intégration des résultats comptables et écologiques autorise un nouvel examen des situations qui résultent de la gestion adaptative, et nous permet d'identifier plus précisément celles qui nécessitent d'être soutenues par des processus complémentaires du MGV. Dans la sous-section qui suit, nous nous concentrons dans un premier temps sur cette mise en évidence, pour ensuite proposer des mécanismes adaptés permettant de les optimiser.

### 2.2.2 Définir les processus d'optimisation pour garantir la viabilité économique du système socio-écologique

Nous cherchons, dans la présente sous-section, à concevoir les processus d'optimisation permettant de garantir la performance économique du MGV.

Pour cela, nous analysons dans un premier temps les différents résultats globaux de la gestion adaptative pour les gestionnaires (i.e. ceux qui résultent du premier module du MGV, cf. Tableau 25), afin de statuer sur les situations qui nécessitent une telle optimisation (sous-section 2..2.2.1).

Nous nous concentrons ensuite sur chacune d'entre elles et spécifions les processus d'optimisation adaptés (sous-section 2.2.2.2 et 2.2.2.3).

Enfin, nous détaillons le mécanisme permettant d'alimenter ces processus redistributifs, basé sur la mobilisation des avantages économiques retirés des améliorations environnementales du territoire par les bénéficiaires de SE (2.2.2.4).

#### 2.2.2.1 Analyse des résultats globaux de la gestion adaptative et identification des optimisations nécessaires à la viabilité économique du système socio-écologique

Les situations « 0 » (cf. Tableaux 25 et 26) représentent les situations dans lesquelles les organisations conduisent les écosystèmes dont elles détiennent la gestion dans des états non résilients, sans qu'aucune amélioration écologique au cours du cycle de gestion ne soit observée – situation caractérisée par des indicateurs de gestion en recul ou en stagnation. Ces résultats peuvent être la conséquence d'un état écologique dégradé à un niveau tel que sa restauration vers un état résilient n'est plus possible (ou tout du moins pas à des coûts non prohibitifs). Dans d'autres contextes, ce type de résultat peut traduire l'absence de mise en œuvre des scénarios préconisés par la démarche de gestion adaptative, révélant des organisations non investies dans la démarche. La distinction entre les deux cas de figure tient à la mise en œuvre ou non des opérations de gestion. Dans le premier scénario, la situation n'est pas soluble par le MGV et l'organisation doit être écartée du processus pour être prise en charge via d'autres démarches, lorsque ce n'est pas l'ensemble du MGV qui doit être

suspendu (dans le cas où trop de gestionnaires seraient concernés à l'échelle du territoire). Dans le second scénario, garantir l'efficacité du processus suppose la mise en place de sanctions financières dissuasives de la part des administrateurs du MGV.

Dans les situations de « déficit écologiquement réduit » « 1 » et « 2 » (résultats DR1 et DR2 dans les Tableaux 25 et 26), les organisations gestionnaires ne sont pas économiquement viables, mais cette situation n'est pas la conséquence de la gestion adaptative. Au contraire, les opérations initiées via le MGV permettent d'améliorer leur situation financière. Par ailleurs, ces opérations ne permettent pas d'optimiser les potentialités écologiques de l'écosystème géré, conduisant uniquement à la réduction des effets externes et non à la création d'externalités positives. Ces situations ne justifient donc aucun mécanisme d'optimisation dans le cadre du MGV.

Les situations de « bénéfice écologiquement favorisé » « 1 » et « 2 » (résultats BF1 et BF2 dans les Tableaux 25 et 26) représentent des situations exemplaires du point de vue du MGV, celles qui doivent être recherchées par les administrateurs et par l'ensemble des acteurs impliqués : les organisations réalisent un bénéfice net, dont le montant se trouve amplifié par le déploiement des opérations de gestion adaptative. Etant donné que ces organisations ne génèrent pas de réelles externalités positives, ces situations ne nécessitent donc l'appui d'aucun processus d'optimisation complémentaire.

Dans toutes les situations de résultat environnemental « 3 », les opérations de gestion vont au-delà des exigences stipulées par les cibles et engendrent des améliorations environnementales créatrices de réelles externalités positives (dans le sens où ces améliorations vont au-delà d'une diminution des effets externes). Ces cas, tous résultats comptables confondus (déficit ou bénéfice net, perte ou gain comptable écologique : résultats DF3, DR3, BR3 et BF3 dans le Tableau 25), légitiment donc la mise en œuvre du principe bénéficiaire-payeur : la rémunération des gestionnaires par les bénéficiaires de SE, au même titre que toute prestation de service (cf. sous-section 2.2.2.3).

Dans les situations de « déficit écologiquement favorisé » « 1 » et « 2 » (résultats DF1 et DF2 dans les Tableaux 25 et 26), les organisations gestionnaires ne sont pas viables économiquement et cette situation est causée, au moins en partie, par les opérations de gestion adaptative. Ces situations doivent être évitées car elles fragilisent la gestion du SSE dans son ensemble, et remettant en question la viabilité du MGV. Cependant, si les améliorations environnementales générées peuvent avantager d'autres organisations du territoire, l'absence de réelles externalités positives ne légitime pas la mise en œuvre du bénéficiaire-payeur dans ces situations. Nous proposons en revanche de soutenir collectivement ces gestionnaires, du

point de vue économique et technique et de manière transitoire, via une mise en application du concept de solidarité écologique (cf. sous-section 2.2.2.2).

Enfin, dans les situations de « bénéfice écologiquement réduit » « 1 » et « 2 » (résultats BR1 et BR2 dans les Tableaux 25 et 26), les gestionnaires subissent un préjudice monétaire du fait de la gestion adaptative, mais leur situation financière est suffisamment robuste (ou les pertes suffisamment faibles) pour que leur viabilité économique ne soit pas mise en péril. De plus, les améliorations écologiques produites ne consistent qu'en la diminution des dégradations environnementales, et n'ont pour conséquence sociale que la réduction des effets externes. Ces situations ne justifient donc, dans le cadre du MGV, ni la mise en application du principe bénéficiaire-payeur, ni un soutien collectif au titre de la solidarité écologique. Ces gestionnaires doivent donc assumer seuls l'intégralité des coûts engendrés par la gestion adaptative, conformément au principe pollueur-payeur. Dans certains cas, cette fragilisation économique peut entraîner à plus long terme des désavantages concurrentiels, et une remise en question de leur viabilité et de celle du MGV. Les administrateurs de la démarche peuvent ainsi proposer, dans ces situations, un accompagnement d'ordre technique des gestionnaires dans une logique de solidarité écologique.

Le Tableau 26 récapitule les processus d'optimisation du MGV, complémentaires des étapes de gestion adaptative, et qui constituent le second module de la démarche, voué à assurer sa viabilité économique.

| | | Déficit écologiquement favorisé (DF) | Déficit écologiquement réduit (DR) | Bénéfice écologiquement réduit (BR) | Bénéfice écologiquement favorisé (BF) |
|---|---|---|---|---|---|
| Ecosystème non résilient | Pas d'amélioration écologique (0) | **0** – NC* | **0** – NC* | **0** – NC* | **0** – NC* |
| | Amélioration écologique (1) | **DF1** – Solidarité écologique (Aides temporaires monétaires et techniques) | **DR1** – NC* | **BR1** – Principe Pollueur-Payeur (Aides temporaires techniques ?) | **BF1** – NC* |
| Ecosystème résilient (cibles de gestion respectées) (2) | | **DF2** – Solidarité écologique (Aides temporaires monétaires et techniques) | **DR2** – NC* | **BR2** – Principe Pollueur-Payeur (Aides temporaires techniques ?) | **BF2** – NC* |
| Optimisation des potentialités écologiques (indicateurs allant au-delà des cibles de gestion, dans le sens d'une meilleure efficacité écologique) (3) | | **DF3** – Principe Bénéficiaire-Payeur | **DR3** – Principe Bénéficiaire-Payeur | **BR3** – Principe Bénéficiaire-Payeur | **BF3** – Principe Bénéficiaire-Payeur |

* Non concerné

**Tableau 26. « Résultats globaux » (écologiques et économiques) de la gestion adaptative, et identification des processus d'optimisation permettant de garantir l'efficacité économique du MGV. Les résultats colorés en rouge et bleu légitiment la mise en œuvre de tels processus via, respectivement, le concept de solidarité écologique et le principe bénéficiaire-payeur. Les résultats colorés en gris clair ne justifient pas l'application de ces processus, mais peuvent nécessiter des mécanismes subsidiaires (non monétaires). Les résultats colorés en gris foncé ne requièrent la mise en œuvre d'aucune optimisation.**

Nous nous focalisons à présent sur les deux principales situations qui légitiment la mise en œuvre de d'optimisations économiques (résultats DF1 et DF2 et résultats DF3, DR3, BR3 et BF3 dans le Tableau 26), afin de caractériser précisément les processus proposés.

#### 2.2.2.2 Le concept de solidarité écologique pour optimiser les situations de déficit écologiquement favorisé dans les cas d'écosystèmes résilients ou en transition (résultats DF1 et DF2 dans le Tableau 26)

Dans les situations de « déficit écologiquement favorisé » (DF1 et DF2), les opérations de gestion écologique mises en place par le gestionnaire génèrent pour lui des pertes comptables, et le conduisent à une situation économique non viable. Ces cas mettent en péril le MGV et son efficacité écologique – comment assurer le processus de gestion adaptative stratégique si les organisations gestionnaires viennent à disparaître ? – et nécessitent d'être optimisés par les administrateurs de la MGV.

Au cours du cycle de gestion, le niveau des indicateurs de gestion révèle, dans ces situations, une augmentation susceptible d'engendrer une amélioration des conditions environnementales du SSE, potentiellement favorable à d'autres acteurs du territoire. Cette observation suggère que les pertes subies par les gestionnaires pourraient être compensées, tout ou partie, par les agents bénéficiaires de SE (en raison de l'apparition de ces nouveaux avantages). Les améliorations environnementales ne permettent cependant que d'atteindre – dans le meilleur des cas – le niveau écologique souhaité (i.e. état résilient, assimilable au « niveau de référence » écologique) et ne représentent qu'une réduction (résultat DF1), ou tout au plus une disparition (résultat DF2) des externalités négatives. Dans ces circonstances, il serait erroné de considérer que les organisations potentiellement bénéficiaires de SE sur le territoire accèdent à de réels bénéfices écosystémiques, leurs éventuels avantages ne peuvent correspondre qu'à une diminution des coûts externes. Nous considérons que la mise en application d'un principe bénéficiaire-payeur conventionnel n'est pas légitime dans de telles situations : un agent qui subit des externalités négatives ne doit pas assumer les coûts de leur réduction. En d'autres termes, dans ces contextes, le supposé bénéficiaire de SE n'est en réalité que « moindre déficitaire de SE ».

Les résultats DF1 et DF2 se prêtent en revanche de manière appropriée à une mise en application du concept de solidarité écologique (Mathevet et al., 2010) : il s'agit pour nous, dans ces situations, d'accompagner collectivement les gestionnaires dans le rétablissement de leur viabilité économique via des aides temporaires financières et techniques.

L'idée récente de solidarité écologique désigne avant tout « […] l'ensemble des interdépendances des organismes vivants, sachant que celles-ci évoluent avec leur

environnement. Elle intègre donc les enjeux liés aux interdépendances écologiques et au bon fonctionnement des systèmes socio-écologiques et s'appuie sur la nécessité d'adopter des politiques de gestion des ressources naturelles et de la biodiversité à la fois responsables et respectueuses de ses membres humains et non humains. La solidarité écologique qu'on croirait volontiers synonyme d'interdépendances conduit en fait à affirmer la pluralité des interdépendances » (Mathevet et Bousquet, 2014, p.103). « Le passage de la notion d'interdépendance à celle de solidarité écologique permet de mettre en évidence la communauté de destin entre les humains, leurs sociétés et le reste de la nature » (p.103). La gestion adaptative est donc profondément ancrée dans cette vision, en instaurant une gouvernance destinée à gérer ces interdépendances et les tensions sociales qui peuvent apparaître. Mais l'idée de solidarité écologique va plus loin, à travers ce que les auteurs appellent la « solidarité écologique d'action » ou « solidarité socio-écologique » (Mathevet et Bousquet, 2014, p.104), composante de la solidarité écologique aux niveaux individuels et territoriaux. Elle se décline en trois critères : le sentiment d'appartenance à la communauté socio-écologique, l'obligation volontaire d'un acteur à soutenir d'autres membres de la communauté dans son propre intérêt, et l'obligation sociale qui impose au groupe social de supporter chaque membre (*Ibid.*). C'est sur ce dernier critère que s'appuie la mise en application de la solidarité écologique que nous proposons : les organisations dont le déficit est causé par la mise en œuvre de la gestion adaptative doivent être soutenues collectivement (i.e. par les « bénéficiaires » de SE), via une compensation financière temporaire de ces pertes et, par-dessus tout, via une assistance technique au rétablissement de leur viabilité économique.

Par le passé, des modes de gestion des écosystèmes non viables écologiquement, qualifiés aujourd'hui de conventionnels (modèles agricoles en particulier) ont été accompagnés, et continuent parfois de l'être, par la voie d'encouragements publics. Les transitions notamment, entre les modes de production et de gestion traditionnels (c'est-à-dire antérieurs à leur intensification), supposés viables, et les modes de production intensifs conventionnels, ont en effet été largement favorisées par une volonté politique et un subventionnement public (Pluvinage, 2014). Nous proposons ainsi d'encourager des processus transitionnels comparables, mais dirigés dans le sens de la résilience des écosystèmes (de systèmes conventionnels vers des systèmes écologiquement viables), en nous basant sur une mise en application « économique » du concept de solidarité écologique (cf. *infra*). Cette proposition rejoint également certaines acceptions des paiements pour services écosystémiques (PSE), minoritaires et alternatives : c'est notamment le cas de celle de Karsenty et al. (2009) qui

propose des modèles allant « au-delà de la compensation du coût d'opportunité et [finançant] les changements d'itinéraires techniques », et dont les paiements « n'ont pas besoin d'être versés indéfiniment » (p.17) (cf. Chapitre 2, sous-section 4.3.1).

*Caractérisation du processus*

S'agissant de la durée des aides monétaires attribuables aux gestionnaires en situation DF1 et DF2, la nature des améliorations écologiques engendrées par les opérations de gestion et notre interprétation du principe de solidarité écologique ne peuvent justifier que la mise en place de mesures exclusivement transitoires. Nous avons montré, en effet, que les opérations menées dans ces situations ne conduisent qu'à des atténuations de pratiques défavorables, donc à des réductions d'externalités négatives, dont les coûts ne sauraient être assumés de manière pérenne par les acteurs qui les subissent.

Par ailleurs, pour les mêmes raisons, les aides financières attribuées aux gestionnaires ne doivent avoir qu'une vocation exclusivement compensatoire, destinée à assurer la viabilité des organisations pendant – uniquement – la période nécessaire au rétablissement d'un modèle économique rentable. Ces aides ne sauraient donc excéder ni le niveau des pertes comptables écologiques, ni le comblement strict du déficit, c'est-à-dire qu'elles doivent, dans tous les cas, égaliser la plus faible de ces deux grandeurs.

Notons, pour finir sur ces aides économiques, que certaines peuvent avoir vocation à être remboursées. En effet, les pertes comptables écologiques peuvent être dues à des opérations menées dans une optique de rentabilité : c'est le cas notamment de certaines dépenses d'investissement destinées à procurer un retour financier à plus ou moins long terme. Il convient donc de distinguer, au sein des pertes comptables écologiques, celles imputables aux dépenses d'investissement de celles générées par les dépenses courantes d'exploitation : les aides visant à compenser les premières ont vocation à être restituées à plus long terme aux bénéficiaires, les autres étant non remboursables.

Les aides techniques attribuables aux organisations en situation de déficit écologiquement favorisé (et éventuellement à celles en situation de bénéfice écologiquement réduit) ont pour vocation d'accompagner les organisations dans le rétablissement de leur viabilité ou leur performance économique. Cette mission dépend donc fortement de la nature de l'organisation, de son secteur d'activité, et de ses propres compétences techniques (en gestion environnementale, en gestion d'entreprise, en analyse de marché, etc.) : ces problématiques s'avèrent extrêmement contextuelles et il apparaît délicat de les développer ici de manière

précise et univoque. Nous distinguons ici les deux principaux cas envisagés (DF1 et DF2) pour les traiter succinctement de manière générique, et apportons davantage de précisions lors de la poursuite de l'étude de cas théorique (cf. sous-section 2.2.3.2). Ces deux situations se distinguent par leur résultat écologique : l'écosystème géré par une organisation en DF1 est en transition vers un état de résilience, alors que celui géré par une organisation en DF2 est résilient.

Dans le premier cas, la démarche de gestion adaptative n'est pas encore à maturité (l'écosystème n'est pas résilient) et il est probable que tous les avantages escomptés par le gestionnaire du fonctionnement souhaitable du SSE ne soient pas (encore) disponibles. Sans avoir de certitudes sur ce que cet état souhaitable peut procurer à l'organisation gestionnaire, il est difficile de déterminer la nature précise des aides techniques requises, ni si ce type d'assistance sera réellement utile : les SE retirés de l'état résilient du SSE à venir peuvent, en effet, aboutir à eux seuls à la disparition des pertes comptables écologiques. En conséquence, il convient, dans nombre de situations, de ne débuter la mise en place de ces aides stratégiques que lorsque l'état résilient de l'écosystème géré sera atteint. Dans certaines situations cependant, le besoin de ces aides peut ne faire aucun doute, par exemple lorsque les organisations peinent à améliorer l'état écologique du système, auquel cas une assistance en gestion environnementale peut être requise. C'est également le cas lorsque les pertes comptables écologiques s'avèrent importantes et qu'une amélioration de l'état écologique du système ne semble pas de nature à pouvoir y remédier. Dans cette seconde situation, ce sont plutôt des aides stratégiques, dirigées vers un changement de modèle économique ou vers la recherche de nouveaux débouchés, qui pourront être proposées.

Dans les cas DF2, dans lesquels les écosystèmes gérés sont écologiquement résilients, les aides techniques apparaissent capitales, en raison justement du niveau de maturité du processus de gestion adaptative. A ce stade, il est possible pour l'organisation et les administrateurs du MGV d'identifier les causes des pertes comptables écologiques, et d'envisager les différentes voies permettant de les surpasser. Ainsi, selon les scénarios de redressement jugés les plus efficaces, les aides pourront porter d'avantage sur :

- les aspects écologiques : optimisation de certains SE (favorables à l'organisation), optimisation de des potentialités écologiques (permettant d'accéder à une rémunération pérenne), etc. ;
- les aspects de gestion des organisations : identification de nouveaux débouchés, modification des processus, identification de synergies territoriales, mise en place d'une nouvelle filière, mise en œuvre d'une AV, etc.

#### 2.2.2.3 Le principe bénéficiaire-payeur pour traiter les situations d'optimisation des potentialités écologiques (résultats DF3, DR3, BR3, BF3 dans le Tableau 26)

Les situations d'optimisation des potentialités écologiques représentent les cas dans lesquels les opérations menées par les gestionnaires conduisent à des résultats écologiquement plus favorables que ceux stipulés par les cibles de gestion. L'état et le fonctionnement de l'écosystème occasionnés par ces pratiques sont donc optimisés par rapport au « niveau de référence » représenté, pour rappel, par les cibles de gestion et interprété comme concrétisant la frontière entre l'apparition d'externalités négatives et l'apparition d'externalités positives.

Dans ces situations, nous proposons d'assurer la rémunération de ces activités créatrices de « réelles » externalités positives (dans le sens où il ne s'agit pas d'une diminution des externalités négatives), via une mise en application du principe bénéficiaire-payeur (le bénéficiaire de SE étant considéré comme un « bénéficiaire réel » et non comme un « moindre déficitaire »). Il s'agit ainsi de faire apparaître une activité rentable d'optimisation des potentialités écologiques des écosystèmes.

*Caractérisation du processus*

Dans ces situations, et quel que soit le résultat comptable général de l'organisation, nous considérons que les opérations de gestion mises en œuvre peuvent conduire à une rémunération pérenne du gestionnaire par les bénéficiaires de SE, activité engendrant des bénéfices au même titre que toute autre prestation de service. Le niveau des aides doit donc a minima compenser les coûts d'opportunité (i.e. le montant des éventuelles pertes comptables écologiques), et même, selon nous, aller au-delà, dépassant la simple compensation des coûts d'opportunité ou de comblement des déficits dans une optique de rentabilité, et de réels « investissements en biodiversité » (Trommetter, 2015, p.11). Ces dernières considérations seraient à traiter, comme dans le cas de PSE classiques, via une négociation entre les agents gestionnaires et les bénéficiaires, notamment selon le niveau des bénéfices monétaires retirés.

Il est utile de préciser que dans certains cas, un gestionnaire peut être amené à conduire l'écosystème géré d'un état non souhaitable à un état écologiquement optimisé au cours d'un même cycle de gestion. A l'issue de l'exercice, seules les opérations vouées à l'optimisation écologique doivent donner lieu à des paiements, il conviendra donc de différencier au niveau comptable les (éventuelles) pertes associées aux actions permettant de simplement respecter les cibles de gestion et celles associées à l'optimisation des potentialités écologiques.

#### 2.2.2.4 La mobilisation des avantages économiques des bénéficiaires de services écosystémiques pour alimenter les processus d'optimisation

*Provenance des aides monétaires et des rémunérations*

Nous avons stipulé dans les deux sous-sections précédentes que les aides monétaires attribuables aux organisations en déficit écologiquement favorisé (résultats DF1 et DF2 dans le tableau 26), et les rémunérations versées à celles qui optimisent les potentialités écologiques (résultats DF3, DR3, BR3, BF3 dans le Tableau 26) devaient provenir des bénéficiaires de SE, en application du principe bénéficiaire-payeur ou d'une interprétation du concept de solidarité écologique. Nous cherchons ici à caractériser plus finement ces processus redistributifs en identifiant la provenance légitime des paiements. Nous nous référons pour cela aux travaux des auteurs spécialisés sur les questions de PSE, souvent confrontés à cette problématique.

Selon Farley et Costanza (2010), ce sont les caractéristiques des écosystèmes et plus particulièrement les SE qui en sont retirés qui doivent apporter des réponses à ces questions. Ces spécificités conditionnent la nature des bénéficiaires, et donc, par là même, celle des sources potentielles de financement (Karsenty et al., 2009). Ainsi, des SE retirés de biens privés ou de biens collectifs, comme le maintien de la qualité de l'eau, s'avèrent propices à des paiements volontaires et bilatéraux entre agents (sur le modèle des PSE), alors que pour ceux retirés de biens publics, comme la qualité atmosphérique, ces paiements ne sont pas adaptés (Karsenty et al., 2009 ; Farley et Costanza, 2010). Pour Farley et Costanza (2010), ces dernières situations se prêtent en revanche à des paiements contraints par la taxation dans la mesure où les bénéficiaires représentent l'ensemble de la population. On peut donc considérer que le choix du mécanisme de paiement diffère donc selon la nature des bénéficiaires des SE concernés, et plus précisément selon leur nombre.

En conséquence, les processus d'optimisation économique du MGV pourront s'appuyer sur deux modes de financement, dans une logique de multi-SE retirés d'écosystèmes résilients (ou en transition) : des financements bilatéraux, dans le cas de SE dont les avantages sont retirés localement par des agents en nombre limité et clairement identifiables (SE que nous qualifions de « locaux »), et des instruments économiques (taxes / subventions) ou fiscaux (réduction, abattement), dans le cas de « SE globaux », retirés par l'intégralité des agents à différentes échelles (de l'échelle du territoire à l'échelle mondiale). Ces deux modes de financement peuvent coexister au niveau d'un même SSE lorsque, comme souvent, des SE « locaux » et « globaux » en sont retirés.

Pour clarifier la ségrégation des SE selon l'un ou l'autre des mécanismes, nous proposons une classification des SE selon l'une ou l'autre catégorie (cf. Tableau 27).

| Section | Division | Groupe | Classe |
|---|---|---|---|
| Approvisionnement | Nutrition | Biomasse | Plantes cultivées |
| | | | Animaux élevés et leurs productions |
| | | | Végétaux et algues sauvages, et leurs productions |
| | | | Animaux sauvages et leurs productions |
| | | | Plantes et algues cultivées en aquaculture in-situ |
| | | | Animaux élevés en aquaculture in-situ |
| | | Eau | Eau de surface pour la consommation alimentaire |
| | | | Eau souterraine pour la consommation alimentaire |
| | Matériaux | Biomasse | Fibres et autres matériaux provenant de plantes, algues et animaux |
| | | | Matériaux issus de plantes, algues et animaux pour utilisation en agriculture |
| | | | Matériels génétiques |
| | | Eau | Eau de surface pour une utilisation non alimentaire |
| | | | Eau souterraine pour une utilisation non alimentaire |
| | Energie | Sources d'énergie fondées sur la biomasse | Ressources fondées sur les plantes |
| | | | Ressources fondées sur les animaux |
| | | Energie mécanique | Energie fondée sur les animaux |

**Tableau 27. Différenciation des SE entre, d'une part, les SE dont les bénéficiaires sont identifiables avec précision au niveau local (SE « locaux », colorés en jaune), et d'autre part, les SE dont les bénéficiaires sont diffus, non identifiables précisément, et localisés à des échelles spatiales variables (SE « globaux », colorés en bleu). Différenciation basée sur la typologie des SE v4.3 de la CICES[40].**

[40] Site internet de la CICES : http://test.matth.eu/content/uploads/sites/8/2012/07/CICES-V4-3-_-17-01-13.xlsx (page consultée le 27/07/2015)

| Section | Division | Groupe | Classe |
|---|---|---|---|
| Culturels | Interactions physiques et intellectuelles avec des éléments biotiques, les écosystèmes, les paysages | Interactions physiques et expérientielles | Utilisation expérientielle de plantes, animaux et paysages, dans différents conte environnementaux |
| | | | Utilisation physique de paysages dans différents contextes environnementaux |
| | | Interactions intellectuelles et représentationnelles | Scientifique |
| | | | Education |
| | | | Héritage, culture |
| | | | Divertissement |
| | | | Esthétique |
| | | Spirituelles et / ou emblématiques | Symbolique |
| | | | Sacré et / ou religieux |
| | | Autres produits culturels | Existence |
| | | | Leg |
| Régulation et Entretien | Régulation des déchets, substances toxiques et autres nuisances | Régulation par les éléments biotiques | Bio-remédiation par les micro-organismes, les algues, les plantes, les animaux |
| | | | Bioaccumulation par les éléments biotiques |
| | | Régulation par les écosystèmes | Filtration, séquestration, stockage, accumulation par les écosystèmes |
| | | | Dilution par l'atmosphère, les écosystèmes aquatiques et marins |
| | | | Régulation des odeurs, des bruits, et des impacts visuels |

**Tableau 27 (Suite).**

| Section | Division | Groupe | Classe |
|---|---|---|---|
| Régulation et Entretien (suite) | Régulation des flux | Flux massiques | Stabilisation des masses, contrôle de l'érosion |
| | | | Effet tampon et atténuation des flux massiques |
| | | Flux liquides | Maintenance des flux et du cycle de l'eau |
| | | | Protection contre les inondations |
| | | Flux gazeux, flux d'air | Protection contre les tempêtes |
| | | | Ventilation et transpiration |
| | Maintien des conditions physiques, chimiques, biologiques | Maintien du cycle de vie, protection des habitats et du pool génétique | Maintien des populations juvéniles et des frayères |
| | | | Pollinisation et dispersion des graines |
| | | Contrôle des ravageurs et des maladies | Contrôle des ravageurs |
| | | | Contrôle des maladies |
| | | Formation et composition du sol | Processus d'altération |
| | | | Processus de décomposition et de fixation |
| | | Composition des eaux | Conditions chimiques des eaux douces |
| | | | Conditions chimiques des eaux salées |
| | | Composition atmosphérique et régulation du climat | Régulation du climat global et réduction des concentrations de GES |
| | | | Régulation du microclimat et des conditions climatiques régionales |

**Tableau 27 (Suite).**

Les avantages monétaires retirés des SE locaux peuvent s'exprimer à court ou moyen terme et être estimés précisément au niveau des organisations (potentiellement) bénéficiaires. Ils devront, en ce sens, faire l'objet d'une comptabilisation au niveau du territoire via le suivi de différents postes comptables, au même titre que celle des produits et charges des gestionnaires, établie précédemment (cf. sous-section 2.2.1). Mais si ces bénéfices locaux doivent être mobilisés en priorité pour le dédommagement ou la rétribution des gestionnaires légitimes (ceux dont les résultats globaux justifient une optimisation via le MGV), ils pourraient dans certains cas s'avérer insuffisants pour remplir cette mission : les pertes comptables écologiques totales (au niveau du SSE dans son ensemble) générées par la gestion adaptative peuvent surpasser les avantages monétaires qui en sont retirés via les SE locaux. Dans ces situations, une solution appropriée consiste à mobiliser l'ensemble des bénéficiaires de SE globaux, aux différentes échelles appropriées. Leurs avantages s'avèrent généralement délicats voire impossibles à évaluer économiquement avec précision (difficultés techniques, méconnaissance des processus environnementaux, valeur incommensurable, etc.), mais, en contrepartie, cette valeur apparaît souvent considérable (e.g. valeur infinie des SE participant au maintien des conditions de vie). Il s'agit de mobiliser ces bénéfices diffus par le biais d'instruments économiques (taxes, subventions) ou fiscaux (abattements, réductions d'impôts), au niveau territorial et / ou national voire supranational, pour combler les besoins de financement des gestionnaires légitimes.

*Comptabilisation des avantages économiques retirés des services écosystémiques locaux au niveau du territoire*

L'objet de cette comptabilité, établie au niveau territorial, est de calculer, suivre, et publier, a posteriori, les avantages monétaires retirés par les organisations bénéficiaires grâce au maintien ou à l'amélioration des conditions environnementales générée par la gestion adaptative, de la même manière que nous avons, auparavant, comptabilisé ses impacts financiers au niveau des gestionnaires (résultats comptables écologiques). Tout comme ces derniers, la comptabilisation des avantages monétaires retirés des SE s'avère très spécifique à chaque contexte territorial. Nous cherchons ici à en définir les grandes lignes à travers une méthodologie générique, que nous illustrons plus finement, tout en la testant, via la poursuite de notre étude de cas théorique (sous-section 2.2.3.2).

Identification des SE locaux

Il s'agit, pour les administrateurs de la MGV, en s'appuyant par exemple sur les classifications consensuelles des SE (Haines-Young et Potschin, 2013), d'identifier ceux qui peuvent potentiellement concerner le SSE considéré, et dont les avantages sont retirés au niveau local par des agents identifiables précisément (cf. Tableau 27 pour une distinction entre SE locaux et SE globaux). Il conviendra, pour éviter les double-comptes, de veiller à exclure de l'analyse les SE retirés exclusivement par les gestionnaires du SSE, dont les avantages sont inclus dans les comptes de résultat écologique.

Identification des organisations pouvant bénéficier des SE locaux

Cette étape vise à déterminer l'ensemble exhaustif des organisations qualifiées de bénéficiaires (à l'exclusion des gestionnaires qui peuvent, dans certains contextes, être également bénéficiaires), en s'appuyant sur la liste précise des SE locaux et des cartographies ou inventaires territoriaux des organisations.

Sélection ou conception de méthodes de calcul de ces bénéfices

Cette phase s'avère extrêmement spécifique à la fois du SE considéré et des organisations qui en profitent. Il pourra s'agir, par exemple, pour identifier les avantages retirés de l'amélioration d'un SE de régulation, de suivre certains postes comptables au sein des organisations bénéficiaires pour les comparer à ceux d'une situation « de référence », afin de mettre en évidence les coûts évités par l'amélioration des conditions environnementales.

Distinction des avantages évalués : diminution des externalités négatives / augmentation des externalités positives

Pour une juste répartition des avantages, il apparaît important de séparer, une fois calculés, ceux qui correspondent à une simple réduction des coûts environnementaux (qui pourront alimenter les mécanismes de prêts, de dédommagements temporaires, et les aides techniques) de ceux qui sont issus de réelles « plus-values environnementales » (qui pourront alimenter les rémunérations pérennes). Ce processus de distinction pourra être alimenté, par exemple, par des expertises scientifiques établissant le niveau de participation des milieux « optimisés » dans l'apparition des avantages retirés des SE.

Détermination de la solvabilité des bénéficiaires

Les prélèvements dits « de solidarité écologique » ne doivent en aucun cas mettre en péril la viabilité économique des bénéficiaires. Cette étape sera donc particulièrement importante pour ce qui concerne les bénéficiaires profitant d'une diminution des externalités négatives. Leur participation se fera, comme convenu en *supra*, en fonction des avantages monétaires retirés, mais ne devra en aucun cas excéder leur « seuil » de viabilité (seuil de rentabilité pour les entreprises, équilibre budgétaire pour les administrations). Pour les organisations qui bénéficient de la production d'externalités positives, en revanche, ce risque est en théorie exclu, car ne sont comptabilisés que des gains additionnels qui ne peuvent pas fragiliser leur viabilité (si cette dernière venait à être mise en péril, elle serait la conséquence de facteurs exogènes au MGV).

Inventaire des bénéfices retirés des SE locaux et comparaison avec les besoins de financement des processus d'optimisation du MGV

Cette étape consiste, dans un premier temps, à sommer les avantages économiques retirés des SE locaux par l'ensemble des bénéficiaires légitimes – diminution de coûts environnementaux d'un côté, augmentation de bénéfices environnementaux de l'autre. L'objectif final étant de comparer chacune de ces catégories d'avantages aux besoins respectifs des gestionnaires (aides temporaires, monétaires et techniques d'un côté, et rémunérations pérennes de l'autre), et de faire apparaître d'éventuels décalages.

*Engager les avantages économiques globaux retirés du système socio-écologique*

A l'issue de la comptabilisation des avantages économiques retirés des SE locaux, les administrateurs du MGV sont capables de statuer sur les besoins de financements additionnels et la nécessité de mobiliser les avantages économiques retirés des SE globaux.

Si la comparaison entre les avantages retirés et les pertes comptables s'oriente en faveur des bénéfices économiques, ces derniers peuvent être attribués aux gestionnaires légitimes en tant qu'aide monétaire, financement d'aide technique, ou rémunération pérenne. Le reliquat pouvant être, par exemple, restitué aux bénéficiaires, provisionné pour les exercices suivants, engagé pour le financement des dépenses annexes du MGV (e.g. coûts administratifs), ou placé dans un fond d'investissement public dédié à la performance écologique et économique. A noter que dans le cas des rémunérations pérennes, seule une partie des bénéfices retirés (à négocier selon les contextes par les administrateurs du MGV) devra être versée aux gestionnaires optimisant leurs potentialités écologiques. En effet, cette activité d'optimisation,

autant qu'elle doit créer une valeur additionnelle pour les gestionnaires (c'est à dire surpasser leurs coûts d'opportunité), doit également générer une valeur additionnelle de même nature pour les bénéficiaires.

Si la comparaison entre pertes comptables écologiques et avantages locaux est, à l'inverse, en faveur des pertes comptables écologiques, il conviendra de faire appel à des mécanismes complémentaires impliquant les bénéficiaires de SE globaux (correspondant à l'ensemble des agents, à l'échelle, selon les cas, territoriale, nationale, voire supranationale), via des instruments économiques et / ou fiscaux à déployer à l'échelle adéquate. Ces questions s'avèrent, une fois de plus, extrêmement contextuelles et devront être discutées et traitées par les administrateurs de la MGV. Il pourra s'agir, par exemple, au niveau territorial et selon la nature des SE globaux (régulation du climat local, SE culturels, etc.), de réductions fiscales pour les gestionnaires, de la réaffectation ou de l'augmentation de certaines taxes ou redevances associées aux SE, ou encore d'une augmentation des impôts locaux destinée à subventionner les gestionnaires. Des procédures comparables pourront également être mises en œuvre au niveau national, voire supranational, selon la nature des SE (réductions fiscales, système de taxes ou subventions, etc.).

L'ensemble des processus proposés dans ce second module de la MGV, destiné à l'efficacité économique de la démarche, nécessite davantage d'exploration, tant sur le plan des méthodes et concepts qu'au niveau de leur mise en application. Nous proposons, en ce sens, de développer ces points en poursuivant l'étude de cas théorique débutée dans la sous-section précédente.

### 2.2.3 Etude de cas théorique

Il convient, avant de poursuivre notre étude de cas, de rappeler et de préciser brièvement la constitution du SSE considéré.

Le territoire est dominé, du point de vue écologique, par des systèmes agricoles de grandes cultures, auxquels sont associés des systèmes aquatiques d'eau douce (nappes phréatiques, cours d'eau), et par les écosystèmes littoraux qui les jouxtent et avec lesquels ils interagissent via les masses d'eau douce.

Les organisations qui y sont implantées sont les suivantes : exploitations agricoles, municipalités du littoral, municipalités de l'arrière-pays, professionnels du tourisme, ménages riverains, chasseurs, pêcheurs (amateurs), et organisme scientifique.

Lors des phases de gestion adaptative, les organisations gestionnaires du SSE ont été identifiées comme étant les 50 exploitations agricoles qui y sont implantées. Elles détiennent toutes, avant la mise en œuvre du MGV, un profil d'exploitation similaire à l'exploitation E (agriculture intensive), prise précédemment comme exemple (cf. sous-section 2.1.2.3), et gérant un agroécosystème de 50 ha.

#### 2.2.3.1 Identification des situations d'inefficacité économique, à optimiser, à l'issue de la mise en œuvre de la gestion adaptative

Conformément à la méthode proposée, identifier ces situations consiste à croiser différentes données : celles qui portent sur les résultats environnementaux des organisations gestionnaires, et celles qui traduisent leurs résultats comptables généraux (combinaison du résultat net et du résultat comptable écologique). Nous nous employons donc, dans un premier temps, à présenter les différentes comptabilités concernées.

*Comptes environnementaux des organisations gestionnaires*

A l'année n-1, les agroécosystèmes des 50 exploitations du SSE sont tous dans des situations identiques à celle de l'exploitation E considérée précédemment. Leur compte environnemental est celui présenté dans la sous-section 2.1.2.3, reproduit dans Tableau 28 avec l'ajout des cibles de gestion.

| Indicateurs | Cibles de gestion | Niveau environnemental des 50 exploitations à l'année n-1 |
|---|---|---|
| Bilan apparent de l'azote (kgN/ha) | 40 – 50 | 100 |
| Pression polluante | 3 – 4 | 8 |
| Surface exploitée sans retournement (% SAU) | 30 – 50 | 0 |
| Proportion des cultures irriguées bénéficiant de l'irrigation localisée (% SAU) | 30 – 50 | NC* |
| Surface des parcelles (ha) | 10 – 12 | 25 |
| Surface occupée par des zones de régulation écologique (% SAU) | 4 – 6 | 0 |
| Diversité des cultures (nombre de variétés) | 3 – 4 | 1 |

* Non concerné

**Tableau 28. Compte environnemental de chaque exploitation du SSE à l'année n-1 : les agroécosystèmes gérés ne sont pas résilients.**

A l'issue de l'année n, correspondant au premier cycle de gestion du MGV, la publication des comptes environnementaux des exploitations indique que :

- les écosystèmes de 20 exploitations sont en situation environnementale « 1 », c'est-à-dire qu'ils sont en transition vers un état souhaitable et résilient : les indicateurs n'atteignent pas les cibles de gestion mais tous marquent une amélioration par rapport à l'année n-1 (leur compte environnemental est présenté dans le Tableau 29) ;
- les agroécosystèmes gérés par 20 exploitations se trouvent en situation « 2 », ce qui indique qu'ils sont dans un état souhaitable résilient : les indicateurs atteignent tous les cibles de gestion requises (cf. Tableau 30) ;
- 10 agroécosystèmes sont en situation environnementale « 3 », signifiant que les exploitants sont parvenus à en optimiser les potentialités écologiques : tous les indicateurs de gestion surpassent les exigences des cibles (cf. Tableau 31).

Ces résultats environnementaux variés traduisent différentes stratégies d'implication dans la MGV, mais ne permettent de pas présager des états financiers des exploitations à l'issue du cycle de gestion. Deux exploitations peuvent en effet avoir atteint des résultats environnementaux identiques en ayant opéré des choix stratégiques divergents, susceptibles d'engendrer des répercussions économiques distinctes.

| Indicateurs | Cibles de gestion | Niveau à l'année n-1 | Niveau à l'année n (exploitations en « 1 ») |
|---|---|---|---|
| Bilan apparent de l'azote (kgN/ha) | 40 – 50 | 100 | 50 |
| Pression polluante | 3 – 4 | 8 | 5 |
| Surface exploitée sans retournement (% SAU) | 30 – 50 | 0 | 25 |
| Proportion des cultures irriguées bénéficiant de l'irrigation localisée (% SAU) | 30 – 50 | NC* | NC* |
| Surface des parcelles (ha) | 10 – 12 | 25 | 15 |
| Surface occupée par des zones de régulation écologique (% SAU) | 4 – 6 | 0 | 2 |
| Diversité des cultures (nombre de variétés) | 3 – 4 | 1 | 2 |

* Non concerné

**Tableau 29. Compte environnemental des 20 exploitations en situation environnementale « 1 » à l'année n.**

| Indicateurs | Cibles de gestion | Niveau à l'année n-1 | Niveau à l'année n (exploitations en 2) |
|---|---|---|---|
| Bilan apparent de l'azote (kgN/ha) | 40 – 50 | 100 | 45 |
| Pression polluante | 3 – 4 | 8 | 4 |
| Surface exploitée sans retournement (% SAU) | 30 – 50 | 0 | 40 |
| Proportion des cultures irriguées bénéficiant de l'irrigation localisée (% SAU) | 30 – 50 | NC* | NC* |
| Surface des parcelles (ha) | 10 – 12 | 25 | 12 |
| Surface occupée par des zones de régulation écologique (% SAU) | 4 – 6 | 0 | 5 |
| Diversité des cultures (nombre de variétés) | 3 – 4 | 1 | 4 |

* Non concerné

**Tableau 30. Compte environnemental des 20 exploitations en situation environnementale « 2 » à l'année n.**

| Indicateurs | Cibles de gestion | Niveau à l'année n-1 | Niveau à l'année n (exploitations en 3) |
|---|---|---|---|
| Bilan apparent de l'azote (kgN/ha) | 40 – 50 | 100 | 20 |
| Pression polluante | 3 – 4 | 8 | 0 |
| Surface exploitée sans retournement (% SAU) | 30 – 50 | 0 | 70 |
| Proportion des cultures irriguées bénéficiant de l'irrigation localisée (% SAU) | 30 – 50 | NC* | NC* |
| Surface des parcelles (ha) | 10 – 12 | 25 | 5 |
| Surface occupée par des zones de régulation écologique (% SAU) | 4 – 6 | 0 | 8 % (dont restauration de zones humides, de bosquets, et de ripisylves) |
| Diversité des cultures (nombre de variétés) | 3 – 4 | 1 | 5 |

* Non concerné

**Tableau 31. Compte environnemental des 10 exploitations en situation environnementale « 3 » à l'année n.**

*Comptes de résultats des organisations gestionnaires*

Nous avons convenu que les exploitations agricoles du territoire, gestionnaires du SSE, sont de taille identique. De plus, à l'année n-1, elles cultivent toutes des variétés similaires (grandes cultures de blé) et présentent des modes de cultures comparables (agriculture conventionnelle), ce qui explique à la fois leur compte environnemental similaire, et le fait que leur compte de résultat soit identique cette même année, affichant un bénéfice net de 6000€ (cf. Tableau 32).

| CLASSES COMPTABLES | N-1 |
|---|---|
| **PRODUITS** | |
| *Ventes produits végétaux* | 110000 |
| TOTAL PRODUITS | 110000 |
| **CHARGES** | |
| ***Achats*** | |
| *Achats d'approvisionnement* | |
| Engrais et amendements | 5000 |
| Semences et plants | 10000 |
| Produits de défense des végétaux | 10000 |
| *Achats d'autres approvisionnements* | |
| Carburants et lubrifiants | 5000 |
| *Achats non stockes de fournitures* | |
| Electricité | 2000 |
| Eau d'irrigation | 0 |
| ***Services extérieur*** | |
| *Entretiens et réparations* | |
| Terrain | 0 |
| Constructions (sur sol propre) | 2000 |
| Installations techniques, matériel et outillage | 5000 |
| *Primes d'assurance* | 2000 |
| ***Autres services extérieurs*** | |
| *Personnel extérieur à l'entreprise* | 0 |
| TOTAL CHARGES | 41000 |
| **Valeur ajoutée (VA)** | |
| VA | 69000 |
| **Excédent brut d'exploitation (EBE)** | |
| ***Impôts, Taxes*** | 3000 |
| ***Charges de personnel*** | 45000 |
| EBE | 21000 |
| **RESULTAT D'EXPLOITATION** | |
| *Dotations aux amortissements, aux dépréciations et aux provisions d'exploitation* | 12000 |
| RESULTAT D'EXPLOITATION | 9000 |
| **RESULTAT NET** | |
| Impôt sur les sociétés | 3000 |
| RESULTAT NET | 6000 |

**Tableau 32. Compte de résultat (simplifié) des exploitations agricoles du territoire à l'année n-1, indiquant un bénéfice net de 6000€.**

A l'année n en revanche, les comptes de résultat des gestionnaires diffèrent, parfois même parmi ceux dont les résultats environnementaux sont similaires, ce qui reflète des stratégies distinctes d'engagement dans le MGV.

La publication de ces documents comptables révèle que les 20 exploitations en situation environnementale « 1 » dégagent un bénéfice net, mais on distingue parmi elles deux profils comptables différents (10 exploitations dans chaque cas). Les comptes de résultat associés sont représentés dans les Tableaux 33 et 34.

S'agissant des 10 premières exploitations, dont le résultat net s'élève à 3700 (cf. Tableau 33), les variations comptables entre l'année n-1 et l'année n s'expliquent principalement par :

- la diversification des cultures, à savoir le choix d'une culture complémentaire, la luzerne, à moindre valeur ajoutée, entraînant la diminution du coût des semences et en partie celle du chiffre d'affaires de l'exploitation ;
- la réduction de l'épandage d'engrais et de pesticides, qui entraîne une diminution des achats et des opérations mécanisées (réduction du coût du carburant, de l'entretien des machines, et de leur amortissement), mais participe également à la baisse du rendement à court terme et donc du chiffre d'affaires ;
- la restauration des structures agroécologiques, qui conduit à l'augmentation des charges d'entretien du terrain et réduit la surface utile, donc le volume des ventes et le chiffre d'affaires.

Par ailleurs, les possibles variations d'impôts (d'une année sur l'autre ou entre organisations) s'expliquent comme suit, et sont également valables pour les autres comptes de résultat :

- La classe comptable « Impôts, Taxes », qui représente les impôts locaux à acquitter par les entreprises, renvoie à deux composantes, une première indexée sur la valeur foncière des entités (supposée constante dans le temps pour les organisations de notre étude de cas), et la seconde indexée sur leur valeur ajoutée (taxation à hauteur de 1,5 % de la valeur ajoutée, qui représente des écarts jugés minimes entre les gestionnaires dans la présente étude de cas). Si bien que, par simplification, les impôts locaux, dans leur globalité, sont considérés équivalents pour l'ensemble des gestionnaires du SSE au cours des exercices n-1 et n, et s'élèvent à 3000€.
- La classe comptable « Impôts sur les sociétés » correspond à l'imposition nationale qui s'applique aux entreprises, à hauteur de 33,33 % du résultat d'exploitation dans notre étude de cas. Elle présente donc potentiellement des variations significatives, que ce soit d'une année sur l'autre ou entre les exploitations, selon les écarts observés entre les résultats d'exploitation.

| CLASSES COMPTABLES | N-1 | N |
|---|---|---|
| **PRODUITS** | | |
| *Ventes de produits végétaux* | 110000 | 100000 |
| TOTAL PRODUITS | 110000 | 100000 |
| **CHARGES** | | |
| ***Achats*** | | |
| *Achats d'approvisionnement* | | |
| Engrais et amendements | 5000 | 2500 |
| Semences et plants | 10000 | 8500 |
| Produits de défense des végétaux | 10000 | 6500 |
| *Achats d'autres approvisionnements* | | |
| Carburants et lubrifiants | 5000 | 4000 |
| *Achats non stockes de fournitures* | | |
| Electricité | 2000 | 2000 |
| Eau d'irrigation | 0 | 0 |
| ***Services extérieur*** | | |
| *Entretiens et réparations* | | |
| Terrain | 0 | 4000 |
| Constructions (sur sol propre) | 2000 | 2000 |
| Installations techniques, matériel et outillage | 5000 | 4000 |
| | | |
| *Primes d'assurance* | 2000 | 2000 |
| ***Autres services extérieurs*** | | |
| *Personnel extérieur à l'entreprise* | 0 | 0 |
| TOTAL CHARGES | 41000 | 35500 |
| **Valeur ajoutée (VA)** | | |
| VA | 69000 | 64500 |
| **Excédent brut d'exploitation (EBE)** | | |
| ***Impôts, Taxes*** | 3000 | 3000 |
| ***Charges de personnel*** | 45000 | 45000 |
| EBE | 21000 | 16500 |
| **RESULTAT D'EXPLOITATION** | | |
| *Dotations aux amortissements, aux dépréciations et aux provisions d'exploitation* | 12000 | 11000 |
| RESULTAT D'EXPLOITATION | 9000 | 5500 |
| **RESULTAT NET** | | |
| Impôt sur les sociétés | 3000 | 1800 |
| RESULTAT NET | 6000 | 3700 |

**Tableau 33. Compte de résultat de 10 exploitations en situation environnementale « 1 » à l'année n (représentant la moitié des organisations dans cette situation environnementale), révélant un bénéfice net de 3700€.**

L'écart observé entre le résultat net de ces 10 premières exploitations (cf. Tableau 33) en situation environnementale « 1 » et celui, supérieur, des 10 autres exploitations (cf. Tableau

34), s’explique par des choix différents de culture complémentaire. Dans le premier cas, le choix des exploitants s’est porté sur la luzerne, à faible valeur-ajoutée, alors que dans l’autre groupe d’exploitations, c’est la betterave biologique qui a été choisie. Cette variété à forte valeur ajoutée permet d’obtenir un chiffre d’affaires supérieur.

| CLASSES COMPTABLES | N-1 | N |
|---|---|---|
| **PRODUITS** | | |
| *Ventes de produits végétaux* | 110000 | 105000 |
| TOTAL PRODUITS | 110000 | 105000 |
| **CHARGES** | | |
| ***Achats*** | | |
| *Achats d'approvisionnement* | | |
| Engrais et amendements | 5000 | 2500 |
| Semences et plants | 10000 | 9000 |
| Produits de défense des végétaux | 10000 | 6500 |
| *Achats d'autres approvisionnements* | | |
| Carburants et lubrifiants | 5000 | 4000 |
| *Achats non stockes de fournitures* | | |
| Electricité | 2000 | 2000 |
| Eau d'irrigation | 0 | 0 |
| ***Services extérieur*** | | |
| *Entretiens et réparations* | | |
| Terrain | 0 | 4000 |
| Constructions (sur sol propre) | 2000 | 2000 |
| Installations techniques, matériel et outillage | 5000 | 4000 |
| | | |
| *Primes d'assurance* | 2000 | 2000 |
| ***Autres services extérieurs*** | | |
| *Personnel extérieur à l'entreprise* | 0 | 0 |
| TOTAL CHARGES | 41000 | 36000 |
| **Valeur ajoutée (VA)** | | |
| VA | 69000 | 69000 |
| **Excédent brut d'exploitation (EBE)** | | |
| ***Impôts, Taxes*** | 3000 | 3000 |
| ***Charges de personnel*** | 45000 | 45000 |
| EBE | 21000 | 21000 |
| **RESULTAT D'EXPLOITATION** | | |
| *Dotations aux amortissements, aux dépréciations et aux provisions d'exploitation* | 12000 | 11000 |
| RESULTAT D'EXPLOITATION | 9000 | 10000 |
| **RESULTAT NET** | | |
| Impôt sur les sociétés | 3000 | 3300 |
| RESULTAT NET | 6000 | 6700 |

**Tableau 34. Compte de résultat de 10 exploitations en situation environnementale « 1 » à l'année n (représentant l'autre moitié des organisations dans cette situation), révélant un bénéfice net de 6700€.**

En ce qui concerne les 20 exploitations en situation environnementale « 2 », toutes se trouvent en situation de déficit net comptable à l'année n, comme l'indique le Tableau 35 qui représente leur compte de résultat simplifié.

Les écarts constatés entre les années n et n-1 s'expliquent ici en particulier par :

- la forte diversification des cultures et le choix des variétés, qui s'est porté sur la combinaison blé-luzerne-maïs-betterave, à l'origine de la baisse du coût des semences, et qui explique également en partie la réduction du chiffre d'affaires (moindre valeur ajoutée d'une partie des cultures complémentaires) ;
- la forte diminution des engrais et des pesticides et la suppression du retournement sur certaines parcelles, qui permettent de diminuer les charges (approvisionnement, entretien et amortissement des machines) mais contribuent également à réduire le produit des ventes (moindre rendement à court terme) ;
- le recrutement de main d'œuvre, voué à remplacer le désherbage chimique lors de l'apparition des espèces indésirables (désherbage manuel), qui augmente sensiblement les charges (le désherbage mécanique par retournement étant prohibé sur une partie du terrain) ;
- la constitution des zones de régulation écologique, qui constitue le poste le plus coûteux car entraînant une forte augmentation des charges et une baisse des rendements (diminution de la SAU).

| CLASSES COMPTABLES | N-1 | N |
|---|---|---|
| **PRODUITS** | | |
| *Ventes de produits végétaux* | 110000 | 95000 |
| TOTAL PRODUITS | 110000 | 95000 |
| **CHARGES** | | |
| ***Achats*** | | |
| *Achats d'approvisionnement* | | |
| Engrais et amendements | 5000 | 2000 |
| Semences et plants | 10000 | 7000 |
| Produits de défense des végétaux | 10000 | 4000 |
| *Achats d'autres approvisionnements* | | |
| Carburants et lubrifiants | 5000 | 3500 |
| *Achats non stockes de fournitures* | | |
| Electricité | 2000 | 2000 |
| Eau d'irrigation | 0 | 0 |
| ***Services extérieur*** | | |
| *Entretiens et réparations* | | |
| Terrain | 0 | 10000 |
| Constructions (sur sol propre) | 2000 | 2000 |
| Installations techniques, matériel et outillage | 5000 | 3500 |
| | | |
| *Primes d'assurance* | 2000 | 2000 |
| ***Autres services extérieurs*** | | |
| *Personnel extérieur à l'entreprise* | 0 | 3000 |
| TOTAL CHARGES | 41000 | 39000 |
| **Valeur ajoutée (VA)** | | |
| VA | 69000 | 56000 |
| **Excédent brut d'exploitation (EBE)** | | |
| ***Impôts, Taxes*** | 3000 | 3000 |
| ***Charges de personnel*** | 45000 | 45000 |
| EBE | 21000 | 8000 |
| **RESULTAT D'EXPLOITATION** | | |
| *Dotations aux amortissements, aux dépréciations et aux provisions d'exploitation* | 12000 | 10000 |
| RESULTAT D'EXPLOITATION | 9000 | -2000 |
| **RESULTAT NET** | | |
| Impôt sur les sociétés | 3000 | 0 |
| RESULTAT NET | 6000 | -2000 |

**Tableau 35. Compte de résultat des exploitations en situation environnementale « 2 » à l'année n, révélant un déficit net de 2000€.**

Enfin, l'ensemble des exploitations dont les agroécosystèmes se trouvent en situation environnementale « 3 » présentent toutes le même profil comptable, qui traduit une situation de déficit net à l'année n (cf. Tableau 36).

Les variations observées entre les années n-1 et n se justifient notamment par :

- la forte diversification des cultures, qui entraîne une diminution du chiffre d'affaires (variétés à valeur ajoutée plus faible que celle des grandes cultures), mais également une réduction du coût des semences ;
- la suppression des pesticides et la très forte réduction des amendements, qui entraînent une baisse considérable des charges d'approvisionnement, mais participent aussi fortement à la baisse des rendements (à court terme au moins) ;
- la très forte réduction du retournement des terrains qui contribue, en combinaison avec la baisse précitée des produits de synthèse, à la diminution des opérations mécanisées et donc à la baisse significative des charges énergétiques, des charges d'entretien, et des charges d'amortissement des machines ;
- le recrutement de personnel extérieur (pour compenser l'absence de désherbage chimique) qui augmente encore les charges de l'exploitation (le désherbage mécanique par retournement étant prohibé sur une partie importante du terrain) ;
- la restauration des zones de régulation écologique, poste le plus coûteux, qui entraîne une hausse considérable des charges d'entretien et une baisse significative des rendements (du fait de la diminution de la SAU).

| CLASSES COMPTABLES | N-1 | N |
|---|---|---|
| **PRODUITS** | | |
| *Ventes de produits végétaux* | 110000 | 90000 |
| TOTAL PRODUITS | 110000 | 90000 |
| **CHARGES** | | |
| ***Achats*** | | |
| *Achats d'approvisionnement* | | |
| Engrais et amendements | 5000 | 1000 |
| Semences et plants | 10000 | 6000 |
| Produits de défense des végétaux | 10000 | 0 |
| *Achats d'autres approvisionnements* | | |
| Carburants et lubrifiants | 5000 | 2000 |
| *Achats non stockés de fournitures* | | |
| Electricité | 2000 | 2000 |
| Eau d'irrigation | 0 | 0 |
| ***Services extérieur*** | | |
| *Entretiens et réparations* | | |
| Terrain | 0 | 16000 |
| Constructions (sur sol propre) | 2000 | 2000 |
| Installations techniques, matériel et outillage | 5000 | 2000 |
| | | |
| *Primes d'assurance* | 2000 | 2000 |
| ***Autres services extérieurs*** | | |
| *Personnel extérieur à l'entreprise* | 0 | 5000 |
| TOTAL CHARGES | 41000 | 38000 |
| **Valeur ajoutée (VA)** | | |
| VA | 69000 | 52000 |
| **Excédent brut d'exploitation (EBE)** | | |
| ***Impôts, Taxes*** | 3000 | 3000 |
| ***Charges de personnel*** | 45000 | 45000 |
| EBE | 21000 | 4000 |
| **RESULTAT D'EXPLOITATION** | | |
| *Dotations aux amortissements, aux dépréciations et aux provisions d'exploitation* | 12000 | 9000 |
| RESULTAT D'EXPLOITATION | 9000 | -5000 |
| **RESULTAT NET** | | |
| Impôt sur les sociétés | 3000 | 0 |
| RESULTAT NET | 6000 | -5000 |

**Tableau 36. Compte de résultat des exploitations en situation environnementale « 3 » à l'année n, révélant un déficit de 5000€.**

La variété des résultats comptables observés nous conduit à analyser plus finement leurs causes, et en particulier les implications potentielles des opérations de gestion adaptative. Ce

rôle est assuré, dans le MGV, par l'établissement de « comptes de résultats écologiques » qui permettent, par le suivi d'indicateurs comptables adaptés, de mettre en évidence l'impact financier de la gestion adaptative sur les organisations.

Notons que pour des raisons pratiques, dans notre étude de cas, les paramètres autres que ceux qui sont corrélés aux opérations de gestion sont considérés constants d'une année sur l'autre (en dehors de l'impôt sur les sociétés) : conditions climatiques, taux horaires des salaires, prix des matières premières, etc. Dans ce contexte, les variations de résultat comptable entre les deux années considérées s'expliquent exclusivement par la mise en application de la gestion adaptative. Les pertes ou les gains comptables écologiques peuvent d'ailleurs, de ce fait, être calculés par la différence entre les deux résultats nets, ce qui pourrait mettre en question la nécessité de procéder à la constitution des comptes de résultat écologiques. Notre hypothèse simplificatrice a peu de probabilités de se réaliser empiriquement, tous les paramètres comptables pouvant varier fortement d'une année sur l'autre en raison de nombreux facteurs extérieurs à la MGV (fluctuation des prix, changement de fournisseurs, évènements climatiques, etc.). C'est justement pour répondre à ces situations « réelles » que la conception d'un résultat comptable écologique pour chaque gestionnaire est primordiale, afin d'isoler les seuls évènements comptables attribuables à la gestion adaptative et juger de son impact financier sur l'organisation.

*Comptes de résultats écologiques des gestionnaires*

Pour concevoir un modèle de compte de résultat écologique adapté au secteur agricole, nous avons, en premier lieu, étudié la littérature qui s'y rapporte.

Dans sa recherche intitulée « Pour une rémunération incitative et territorialisée de la multifonctionnalité de l'agriculture. Contribution à l'élaboration d'un cadre conceptuel des dépenses environnementales des exploitations agricoles », Zahm (2004) explore des problématiques très proches des nôtres. Il passe notamment en revue différents modèles de restitution des dépenses environnementales, notamment celui de la CNUCED (1998, cité dans Zahm, 2004) qui propose des indicateurs financiers de l'effort environnemental, génériques et supposés adaptés à l'ensemble des entreprises. Estimant toutefois, comme nous l'avons mentionné précédemment, que de tels modèles de restitution doivent être spécifiques aux différents secteurs économiques, l'auteur cherche ensuite à développer des modèles comptables de dépenses environnementales adaptés au secteur agricole. Il propose en ce sens un tableau des dépenses environnementales de l'exploitation agricole représenté par le Tableau 37.

| Domaines d'activités | *Variation des provisions* environnementales | **Dépenses d'exploitation** | **Investissements** | **Total des dépenses** |
|---|---|---|---|---|
| | | Charges non provisionnées | Dépenses capitalisées | |
| Préservation quantitative de la ressource en eau | | | | |
| Préservation qualitative de la ressource en eau | | | | |
| Préservation de la fertilité des sols et aménagements | | | | |
| Protection contre les risques naturels (incendies, inondations) | | | | |
| Protection de l'air ambiant et économies d'énergie ou utilisation de sources d'énergies renouvelables | | | | |
| Gestion des déchets et recyclage | | | | |
| Amélioration du bien être des animaux d'élevage | | | | |
| Protection ou amélioration de la biodiversité animale ou végétale | | | | |
| Protection ou amélioration du paysage | | | | |
| Autres services environnementaux récréatifs | | | | |
| **Totaux** | | | | |

**Tableau 37. Dépenses environnementales de l'exploitation agricole (Zahm, 2004, p.102).**

Les différents domaines d'activités pris en compte par Zahm (2004) semblent ainsi pouvoir regrouper des dépenses écologiques associées à de nombreuses opérations de gestion des agroécosystèmes. Si nous les comparons à celles requises par la MGV dans le cadre de notre cas agricole, il apparaît toutefois des manquements importants. Les dépenses liées à la plantation de haies et celles associées à la diversification des cultures peuvent être intégrées sans grande difficulté dans les domaines proposés, avec toutefois une certaine hésitation : les coûts de plantation de haies, par exemple, doivent-ils apparaître au niveau de l'amélioration du paysage, de la protection de la biodiversité, des deux à la fois ? Mais l'identification des domaines appropriés est autrement plus délicate s'agissant des trois autres catégories d'opérations. Si l'on s'intéresse par exemple aux réductions d'intrants et de pesticides, ces dernières semblent relever de la préservation des sols, des eaux, ou de la biodiversité, mais les opérations qui s'y rattachent ne correspondent ni à des dépenses courantes, ni à des provisions, ni à des investissements. Au contraire, elles consisteraient davantage à réduire certains de ces coûts. Et elles peuvent également avoir des répercussions sur d'autres postes comptables, à travers par exemple les variations de rendements qu'elles sont susceptibles

d'engendrer, et se traduire par une variation des produits, domaines également absents du Tableau 37.

Le calcul des primes, dans le cadre des mesures agro-environnementales (MAE, cf. Chapitre 2, sous-section 1.5), s'appuie sur une méthodologie permettant de dépasser en partie ce cadre centré sur les dépenses, en comptabilisant non seulement les « surcoûts » (dépenses) des exploitations mais également les « manques à gagner » (Jauneau et Roque, 1999).

Ces considérations révèlent pour nous deux éléments additionnels à intégrer dans le calcul du résultat comptable écologique de l'exploitation (en plus des dépenses écologiques) : les économies qui peuvent être réalisées via la mise en œuvre des scénarios de gestion (diminution des investissements, dépenses, et provisions) et les variations que ces opérations peuvent générer sur le niveau des produits d'exploitation. A noter toutefois que cette dernière catégorie ne saurait, selon nous, se limiter à la comptabilisation unilatérale de manques à gagner comme proposé par les MAE, mais doit également pouvoir refléter des variations à la hausse (à travers une amélioration de la fertilité des terres par exemple).

Ainsi, nous proposons, pour chaque classe comptable de produit jugée pertinente, de répertorier et d'agréger l'ensemble des évènements comptables liés à la gestion adaptative affectant positivement (produits additionnels) ou négativement (produits perdus) le résultat comptable de l'organisation. De la même manière, il s'agit, pour les comptes de charge pertinents, d'inventorier toutes les opérations comptables associées aux interventions de gestion adaptative qui ont un impact positif (charges évitées) et négatif (charges additionnelles) sur le résultat. Le cumul global des différents avantages et / ou désavantages économiques liés à ces charges et produits doit ainsi aboutir, en fin de processus, à la détermination du résultat comptable écologique (cf. Tableaux 38, 39, 40 et 41). Ce n'est qu'à travers l'emploi de tels traitements comptables que les administrateurs du MGV pourront déterminer si la gestion adaptative du SSE est à l'origine de gains (« gains comptables écologiques ») ou de pertes (« pertes comptables écologiques ») pour les gestionnaires.

Suivant ces recommandations, la composition des comptes de résultat écologiques des gestionnaires fournit les résultats suivants pour l'année n :

- Sur les 20 entreprises dont l'agrosystème est en situation environnementale « 1 », et qui connaissent un bénéfice net comptable, 10 exploitations sont en situation de perte comptable écologique, ce qui indique que leur profit est diminué du fait des opérations de gestion adaptative (cf. Tableau 38). Dans ces situations, les avantages retirés de la mise en œuvre de la gestion adaptative, s'exprimant par des coûts évités, ne permettent pas de compenser les

pertes et coûts additionnels que ces mesures génèrent. Les 10 autres exploitations sont en situation de gains comptables écologiques, indiquant que la gestion adaptative a conduit à améliorer leur profit (cf. Tableau 39). Dans ces cas, les avantages que l'exploitant parvient à retirer de la gestion adaptative lui permettent de surpasser les surcoûts qu'elle engendre.

- Les 20 exploitations dont les agroécosystèmes sont en situation environnementale « 2 », et qui présentent un déficit net, sont en situation de perte comptable écologique (cf. Tableau 40), ce qui signifie que la mise en péril de leur viabilité économique est due aux opérations de gestion adaptative. Les exploitants ne parviennent pas à retirer des bénéfices suffisants de la gestion adaptative pour égaler ou compenser les pertes et les surcoûts importants que l'atteinte des cibles de gestion génère.

- Enfin, les 10 exploitations qui optimisent les potentialités écologiques de leurs agroécosystèmes et qui se trouvent en situation de déficit comptable connaissent également une situation de perte comptable écologique (cf. Tableau 41). Malgré une baisse importante des charges d'approvisionnement, les pertes de produits et les charges additionnelles dues aux opérations de gestion adaptatives les surpassent largement. Ajoutons qu'il est important de distinguer, dans ces situations, les pertes et / ou gains dus à des interventions permettant d'atteindre les cibles de gestion (donc de réduire les effets externes négatifs de l'activité) de ceux générés par les actions destinées à optimiser les potentialités écologiques de l'agroécosystème (créatrices d'externalités positives). En effet, seuls ces derniers peuvent conduire à une rémunération permanente, les autres ne pouvant justifier que l'apport d'aides temporaires au titre de la solidarité écologique. Dans le compte de résultat écologique en question, l'apparition d'une ligne supplémentaire associée aux produits additionnels / perdus et charges évitées / additionnelles permet ainsi de différencier, pour chaque classe comptable, les avantages et désavantages associés à l'une ou l'autre catégorie (« optimisation » pour les premiers, « résilience » pour les seconds).

| PRODUITS | | |
|---|---|---|
| | **Additionnels** | **Perdus** |
| *Ventes de produits végétaux* | | 10000 |
| **CHARGES** | | |
| | **Evitées** | **Additionnelles** |
| *Achats d'approvisionnement* | 7500 | |
| *Achats d'autres approvisionnements* | 1000 | |
| *Entretiens et réparations* | 1000 | 4000 |
| *Personnel extérieur à l'entreprise* | | |
| *Dotations aux amortissements, aux dépréciations et aux provisions d'exploitation* | 1000 | |
| *Impôts sur les sociétés* | 1200 | |
| **RESULTAT COMPTABLE ECOLOGIQUE** | | |
| | **Bénéfice** | **Pertes** |
| | | 2300 |

**Tableau 38. Compte de résultat écologique de 10 exploitations en situation environnementale « 1 » à l'année n (représentant la moitié des organisations se trouvant dans cette situation environnementale), révélant une perte comptable écologique de 2300€.**

| PRODUITS | | |
|---|---|---|
| | **Additionnels** | **Perdus** |
| *Ventes de produits végétaux* | | 5000 |
| **CHARGES** | | |
| | **Evitées** | **Additionnelles** |
| *Achats d'approvisionnement* | 7000 | |
| *Achats d'autres approvisionnements* | 1000 | |
| *Entretiens et réparations* | 1000 | 4000 |
| *Personnel extérieur à l'entreprise* | | |
| *Dotations aux amortissements, aux dépréciations et aux provisions d'exploitation* | 1000 | |
| *Impôts sur les sociétés* | | 300 |
| **RESULTAT COMPTABLE ECOLOGIQUE** | | |
| | **Bénéfice** | **Pertes** |
| | 700 | |

**Tableau 39. Compte de résultat écologique de 10 exploitations en situation environnementale « 1 » à l'année n (représentant l'autre moitié des organisations dans cette situation environnementale), révélant un bénéfice comptable écologique de 700€.**

| PRODUITS | | |
|---|---|---|
| | **Additionnels** | **Perdus** |
| *Ventes de produits végétaux* | | 15000 |
| **CHARGES** | | |
| | **Evitées** | **Additionnelles** |
| *Achats d'approvisionnement* | 12000 | |
| *Achats d'autres approvisionnements* | 1500 | |
| *Entretiens et réparations* | 1500 | 10000 |
| *Personnel extérieur à l'entreprise* | | 3000 |
| *Dotations aux amortissements, aux dépréciations et aux provisions d'exploitation* | 2000 | |
| *Impôts sur les sociétés* | 3000 | |
| **RESULTAT COMPTABLE ECOLOGIQUE** | | |
| | **Bénéfice** | **Pertes** |
| | | 8000 |

**Tableau 40. Compte de résultat écologique de chacune des 20 exploitations en situation environnementale « 2 » à l'année n, révélant une perte comptable écologique de 8000€.**

| PRODUITS | | | | |
|---|---|---|---|---|
| | **Additionnels** | | **Perdus** | |
| | Résilience | Optimisation | Résilience | Optimisation |
| *Ventes de produits végétaux* | | | 15000 | 5000 |
| **CHARGES** | | | | |
| | **Evitées** | | **Additionnelles** | |
| | Résilience | Optimisation | Résilience | Optimisation |
| *Achats d'approvisionnement* | 12000 | 6000 | | |
| *Achats d'autres approvisionnements* | 1500 | 1500 | | |
| *Entretiens et réparations* | 1500 | 1500 | 10000 | 6000 |
| *Personnel extérieur à l'entreprise* | | | 3000 | 2000 |
| *Dotations aux amortissements, aux dépréciations et aux provisions d'exploitation* | 2000 | 1000 | | |
| *Impôts sur les sociétés* | | | 3000 | |
| **RESULTAT COMPTABLE ECOLOGIQUE** | | | | |
| | **Bénéfice** | | **Pertes** | |
| | Résilience | Optimisation | Résilience | Optimisation |
| | | | 8000 | 3000 |

**Tableau 41. Compte de résultat écologique de chacune des 10 exploitations en situation environnementale « 3 » à l'année n, révélant une perte comptable écologique globale de 11000€ (dont 8000€ de pertes dues à l'atteinte des cibles de gestion et 3000€ de pertes occasionnées par l'optimisation des potentialités écologiques).**

Ces résultats contrastés, toutes situations confondues, illustrent bien les variations économiques que peuvent entrainer les choix des organisations lors de la mise en application

du MGV, qu'il s'agisse des choix de nature écologique – comme l'indiquent les différences comptables entre organisations selon leurs résultats environnementaux – ou des décisions de nature stratégique – comme illustré par les écarts comptables au sein des organisations dans une même situation environnementale. Ils mettent ainsi en évidence l'importance de procéder à des choix éclairés pour la transition vers des modes de fonctionnement viables, et la nécessité de mettre à la disposition des gestionnaires dont la viabilité est menacée une assistance technique performante sur les aspects écologiques et stratégiques.

*Mise en évidence des situations à optimiser, et détermination des aides requises*

Le croisement final des résultats environnementaux et des résultats comptables généraux (intégration des résultats nets et des résultats comptables écologiques) rendus accessibles par les organisations, permet aux administrateurs du MGV de classer les gestionnaires du territoire selon leurs « résultats globaux » de la gestion adaptative. Ce travail les conduit à déterminer le nombre d'organisations à soutenir dans le cadre du MGV (celles pouvant bénéficier d'aides techniques, d'aides monétaires, ou de rémunérations), et à évaluer précisément les besoins de financement associés.

Les résultats globaux du cycle de gestion adaptative à l'année n, pour les gestionnaires du SSE, sont les suivants :

- 10 exploitations sont dans une situation de bénéfice écologiquement réduit « 1 » (cas BR1, cf. Tableau 26, sous-section 2.2.2.1) ;
- 10 exploitations sont dans une situation de bénéfice écologiquement favorisé « 1 » (cas BF1, cf. Tableau 26, sous-section 2.2.2.1) ;
- 20 exploitations sont dans une situation de déficit écologiquement favorisé « 2 » (cas DF2, cf. Tableau 26, sous-section 2.2.2.1) ;
- 10 exploitations sont dans une situation de déficit écologiquement favorisé « 3 » (cas DF3, cf. Tableau 26, sous-section 2.2.2.1).

Comme indiqué dans la sous-section 2.2.2.1 et dans le Tableau 26, ce sont principalement, parmi les situations rencontrées dans notre étude de cas, celles de déficit écologiquement favorisé « 2 » et « 3 », dans lesquelles les organisations voient leur viabilité économique mise en péril et / ou génèrent des externalités positives, qui sont légitimes pour recevoir un traitement collectif dans le cadre du MGV, via des mécanismes d'optimisation toutefois distincts.

Les organisations dont le déficit est favorisé du fait de la gestion adaptative et dont l'agroécosystème est strictement résilient (résultat DF2) peuvent se voir indemnisées de tout ou partie de leurs pertes comptables écologiques, tout au plus jusqu'à l'atteinte du seuil de rentabilité. Elles bénéficient surtout, pour l'exercice suivant, d'un accompagnement technique et stratégique sans frais destiné à rétablir leur viabilité financière. A l'échelle d'une exploitation en situation DF2, l'aide monétaire compensatoire doit donc s'élever à 2000€ (cf. Tableau 35), ce qui équivaut à une aide globale de 40000€ pour les 20 organisations qui partagent la même situation.

Les aides techniques ont vocation à améliorer les bénéfices retirés par les exploitations de la gestion adaptative et de l'état résilient de l'agroécosystème. A la vue des différentes stratégies des gestionnaires, ces aides peuvent être dirigées prioritairement vers l'évitement des pertes de produits et / ou vers l'accroissement des coûts évités. Elles peuvent donc concerner :

- l'amélioration des rendements (choix des variétés, des amendements, mise en place de la lutte biologique intégrée, meilleure rotation des cultures, etc.) ;
- le choix de cultures à plus forte valeur ajoutée ;
- l'adhésion de l'exploitation à une AV existante (e.g. agriculture biologique) ;
- le développement de modèles économiques innovants (circuits de proximité limitant les intermédiaires et assurant une meilleure rémunération, mutualisation des flux pour réaliser des économies d'échelle, développement d'une AV spécifique au territoire, etc.) ;
- la transition vers l'optimisation des potentialités écologiques de l'agroécosystème (afin d'obtenir une rémunération pérenne pour les externalités environnementales positives produites).

Cet accompagnement technique, nécessitant l'engagement d'une équipe de conseillers spécialisés au cours de l'exercice suivant, se chiffre à 30000€.

En termes monétaires, l'ensemble des aides temporaires au rétablissement de la viabilité des 20 organisations concernées s'élève donc, pour l'année n, à 70000€.

Les 10 organisations dont le déficit est favorisé par la gestion adaptative et qui optimisent les potentialités écologiques de leur agroécosystème (résultat DF3 dans le Tableau 26) s'inscrivent, en partie, dans le même schéma. La part des opérations engagées pour l'atteinte d'un état souhaitable de leur agroécosystème (donc pour la cessation de leurs externalités négatives) engendre pour chacune des pertes comptables écologiques de 8000€ (cf. Tableau 41). Pour ces pertes, elles peuvent donc recevoir des aides transitoires (stratégiques et économiques), dans la limite toutefois du seuil de viabilité s'agissant des aides monétaires,

soit 2000€ pour chaque organisation et 20000€ pour l'ensemble. Leur accompagnement technique s'élève par ailleurs, pour l'année suivante et sur la même base que précédemment, à 15000€.

Pour la part complémentaire de leurs pertes comptables écologiques (3000€ par entreprise, cf. Tableau 41), engendrée par des interventions vouées à optimiser les potentialités écologiques de l'agroécosystème (et donc génératrices d'externalités positives), ces exploitations s'avèrent par ailleurs légitimes pour recevoir une rémunération pérenne, permettant de couvrir, et si possible de dépasser ces pertes. Le montant global minimal de ces rémunérations, à l'échelle du territoire, doit donc dépasser la somme de 30000€. Les administrateurs du MGV le fixent, en concertation avec l'ensemble des acteurs du territoire, à 35000€, soit une marge de 500€ (16,6 %) pour chaque exploitation.

Enfin, les 10 organisations en situation de bénéfice écologiquement réduit (BR1) peuvent bénéficier d'aides techniques au rétablissement de leur performance économique, au titre de la solidarité écologique. Cet accompagnement représente un coût global de 10000€ pour l'exercice qui suit.

Ainsi, au niveau du territoire, les aides transitoires au rétablissement de la viabilité ou de la performance financière, légitimées par la solidarité écologique, se chiffrent à 115000€. Par ailleurs, nous avons déterminé en *supra* que les rémunérations pérennes, qui nécessitent d'être affectées aux gestionnaires au titre du principe bénéficiaire-payeur, s'élèvent quant à elles globalement à 35000€.

#### 2.2.3.2 Mise en place des processus d'optimisation garantissant l'efficacité économique de la démarche

Conformément à la méthodologie proposée dans la sous-section 2.2.2, ces mécanismes consistent à mobiliser dans un premier temps, pour le financement des aides et rémunérations qui incombent aux gestionnaires, les bénéfices retirés des SE « locaux » par les organisations du territoire du fait de l'amélioration des conditions environnementales, puis d'envisager, si nécessaire, une participation des bénéficiaires de SE « globaux ».

*Identification des services écosystémiques*

A partir de la typologie consensuelle des SE proposée par la CICES (cf. Tableau 27), les administrateurs du MGV déterminent que les SE suivants peuvent être – potentiellement – retirés de l'état et du fonctionnement souhaitables et résilients du SSE :

- Végétaux et algues sauvages, et leurs productions ;
- Animaux sauvages et leurs productions ;
- Utilisation expérientielle de plantes, animaux et paysages, dans différents contextes environnementaux ;
- Utilisation physique de paysages dans différents contextes environnementaux ;
- Conditions chimiques des eaux douces ;
- Conditions chimiques des eaux salées ;
- Maintien des populations juvéniles et des frayères.

Ces SE sont considérés comme les SE « locaux » du territoire, c'est-à-dire ceux retirés localement et dont les principales organisations bénéficiaires peuvent être identifiées avec précision.

Les SE qui suivent sont les SE « globaux », potentiellement retirés à différentes échelles (de l'échelle territoriale à l'échelle mondiale) par l'ensemble des agents :

- Héritage, culture ;
- Symbolique ;
- Leg ;
- Scientifique ;
- Education ;
- Divertissement ;
- Esthétique ;
- Existence ;
- Régulation du microclimat et des conditions climatiques régionales ;
- Régulation du climat global et réduction des concentrations de GES.

Il est important de noter ici l'absence de plusieurs SE dans l'inventaire établi : « plantes cultivées », « matériaux issus de plantes, algues et animaux pour utilisation en agriculture », « eau de surface pour une utilisation non alimentaire », « eau souterraine pour une utilisation non alimentaire », « processus de décomposition et de fixation », « contrôle des ravageurs », « contrôle des maladies », « pollinisation et dispersion des graines) ». Ces SE liés à l'agriculture sont spécifiques aux organisations gestionnaires du SSE, ils sont donc exclus de

l'analyse car leurs avantages sont, de fait, intégrés dans les comptabilités de ces agents (établies dans la sous-section précédente).

*Identification des bénéficiaires légitimes des services écosystémiques locaux, et des avantages économiques retirés*

A partir de l'identification des SE locaux établie précédemment, et grâce aux cartographies territoriales des organisations qu'ils détiennent, les administrateurs du MGV peuvent en identifier les bénéficiaires légitimes. Certains SE, participant à l'apparition d'avantages communs, sont regroupés, et les bénéfices économiques qui en sont retirés sont évalués conjointement.

Végétaux et algues sauvages, et leurs productions :

Ce SE ne concerne que quelques agents à l'échelle du territoire, difficilement identifiables, et dont les avantages monétaires sont jugés d'une part peu significatifs et de l'autre délicats à récolter. Ils ne sont donc pas retenus parmi les bénéficiaires susceptibles de participer aux mécanismes de maintien de l'efficacité économique du SSE.

Animaux sauvages et leurs productions & Maintien des populations juvéniles et des frayères :

Plusieurs organisations tirent directement profit de ces SE et de l'accroissement des avantages qui y sont liés (accroissement dû à la gestion adaptative) : il s'agit des pêcheurs de loisir et des chasseurs, qui récoltent et consomment une part des espèces sauvages.

Les avantages monétaires qui y sont associés relèvent des redevances acquittées par ces bénéficiaires directs, redevances cynégétiques et redevances piscicoles, ce qui révèle que les bénéficiaires économiques finaux sont les administrations locales qui collectent ces redevances (à l'échelle de l'intercommunalité dans notre étude de cas).

Utilisation expérientielle de plantes, animaux et paysages, dans différents contextes environnementaux & Utilisation physique de paysages dans différents contextes environnementaux & Conditions chimiques des eaux salées :

Les agents qui retirent des avantages directs de ces trois SE sur le territoire concerné sont principalement les ménages vacanciers. Les bénéfices monétaires qui en découlent sont associés aux activités de consommation de ces ménages auprès de certains agents du territoire, les bénéficiaires économiques finaux de ces SE sont donc les entreprises prestataires de services touristiques (sur le territoire de notre étude il s'agit majoritairement des restaurants et hôtels), qui voient leur chiffre d'affaires augmenter, ainsi que les administrations locales qui prélèvent une part de ces avantages (taxes de séjour).

Conditions chimiques des eaux douces :

Les agents qui profitent directement de ce SE et de son optimisation s'avèrent être les collectivités locales du territoire, chargées de potabiliser l'eau consommée par les ménages, dont les coûts de fonctionnement peuvent diminuer. Les bénéficiaires économiques finaux sont donc les ménages implantés sur le SSE, via la variation potentielle de leur facture d'eau.

*Evaluation des bénéfices économiques retirés des services écosystémiques locaux, et spécification des processus permettant d'assurer l'efficacité économique de la démarche*

Une fois les bénéficiaires potentiels de SE identifiés, les administrateurs du MGV peuvent procéder, pour chaque SE ou groupe de SE, à l'évaluation économique des avantages retirés. Il s'agit pour cela, selon les cas, de simplement collecter certaines informations comptables spécifiques, ou bien de concevoir des méthodes de calcul économique pertinentes et consensuelles.

Au cours de cette évaluation apparait la question de l'arbitrage entre l'affectation des bénéfices aux aides temporaires de solidarité écologique ou à la rémunération pérenne des gestionnaires optimisant leurs potentialités écologiques. Pour y répondre il est nécessaire de distinguer la part des avantages liée à la réduction des externalités négatives (c'est-à-dire aux améliorations environnementales occasionnées par l'atteinte des cibles de gestion) de celle générée par la création d'externalités positives. Ces analyses doivent être réalisées SE par SE (ou groupe de SE par groupe de SE) par les équipes de recherche accompagnant les administrateurs du MGV. Dans la présente étude de cas théorique, les spécialistes estiment que la relation entre le pourcentage de milieux écologiquement optimisés et le niveau des avantages qui en sont retirés n'est pas linéaire. Ils évaluent que pour chaque SE ou groupe de SE locaux identifiés précédemment, les surfaces optimisées (qui représentent une proportion restreinte d'agroécosystèmes) participent en fait à hauteur de 20 % dans le niveau des bénéfices globaux retirés. Par exemple, en ce qui concerne les SE « Animaux sauvages et leurs productions & Maintien des populations juvéniles et des frayères », cette mesure signifie que les surfaces optimisées contribuent à hauteur de 20 % à l'abondance des populations des espèces d'intérêt (la restauration des ripisylves, des bois et des bosquets favorisent grandement la reproduction et la survie des juvéniles). S'agissant du second groupe de SE (lié au tourisme), on estime que 20 % de la fréquentation des établissements touristiques est favorisée par les surfaces optimisées : la qualité des eaux de baignade, due en partie à la réhabilitation des zones humides et à la forte réduction des intrants, permet notamment aux

stations balnéaires du littoral d'acquérir un label national et de gagner en notoriété. Les mêmes relations sont mises en évidence pour chaque SE ou groupe de SE.

Animaux sauvages et leurs productions & Maintien des populations juvéniles et des frayères :
A l'année n, les administrateurs du MGV dénombrent 200 chasseurs et 200 pêcheurs de loisir sur le territoire. En n-1 ces chiffres étaient identiques, et chaque acteur s'acquittait d'une redevance, respectivement piscicole et cynégétique, s'élevant à 20€ pour la première et 60€ pour la seconde. Ces versements à destination des administrations publiques locales avaient pour but d'assurer une gestion des populations sauvages permettant de garantir une abondance acceptable pour la pratique des activités de chasse et de pêche, autrement dit, de compenser les effets externes négatifs de l'intensification agricole du territoire. En année n, la gestion adaptative des exploitations permet, à elle seule, de garantir cette même abondance, et même de la surpasser, si bien que le versement des redevances apparaît inutile. Ces coûts évités représentent ainsi la part des avantages retirés des SE en question associée à la disparition des externalités négatives. Les paiements des redevances sont donc maintenus par les administrateurs de la MGV, et mobilisés en compensation des pertes comptables écologiques subies par les gestionnaires en raison du respect des cibles de gestion. Ces sommes sont ainsi dévolues aux mêmes objectifs qu'en année n-1 (la suppression des externalités négatives), mais sont maintenant versées au titre de la solidarité écologique, et ont vocation à cesser à court ou moyen terme.
De plus, comme évoqué en *supra*, la gestion adaptative du SSE permet de surpasser le simple rétablissement d'une abondance acceptable des espèces sauvages (augmentation significative des effectifs par rapport à l'année n-1), grâce à l'optimisation écologique de certaines parcelles agricoles : 20 % de l'abondance des espèces d'intérêt est attribuable à ces surfaces. Connaissant les avantages monétaires disponibles pour compenser les pertes dues à la réduction des externalités négatives (coûts évités de gestion des populations sauvages), les administrateurs de MGV peuvent, en utilisant la proportion précitée, déterminer ceux attribuables à l'optimisation des potentialités écologiques (à la création d'externalités positives), et qui viendront augmenter le niveau des redevances. Ainsi, si les premiers s'élèvent à 16000€ (4000€ de redevances piscicoles et 12000€ de redevances cynégétiques), les seconds se chiffrent à 4000€ (1000€ additionnels pour les redevances piscicoles et 3000€ additionnels pour les redevances cynégétiques). Au titre de l'année n, ce sont donc des redevances de 25€ et de 75€ (dont la plus grande part est temporaire) qui seront

respectivement acquittées par les pêcheurs et les chasseurs, pour des recettes respectives de 5000€ et 15000€.

Utilisation expérientielle de plantes, animaux et paysages, dans différents contextes environnementaux & Utilisation physique de paysages dans différents contextes environnementaux & Conditions chimiques des eaux salées :

Pour rappel, les bénéfices monétaires retirés de ces SE se destinent pour partie aux collectivités du littoral et de l'arrière-pays, et pour partie aux entreprises du secteur touristique. Nous traiterons tour à tour les avantages retirés par l'une et l'autre catégorie de bénéficiaires.

On compte sur le territoire deux collectivités littorales et deux collectivités de l'arrière-pays. En année n-1, ces administrations récoltent une taxe de séjour de 2,5€ par nuitée, permettant aux collectivités littorales d'améliorer l'attractivité touristique du territoire (principalement du littoral), via la collecte et le traitement des algues vertes échouées sur les plages (dues à l'eutrophisation des cours d'eau du territoire), et des actions de préservation de la biodiversité. En d'autres termes, il s'agit d'allouer les recettes de cette taxe à la compensation des effets externes négatifs de l'intensification agricole du territoire. En année n, la gestion adaptative du SSE permet d'améliorer la qualité écologique globale de l'écosystème littoral, en éliminant l'apparition des algues vertes et en restaurant sa biodiversité, si bien que le montant des prélèvements (coûts évités) peut représenter, comme s'agissant des SE précédemment traités, la part des avantages économiques associée à l'élimination des externalités négatives. La taxe de séjour est donc maintenue par les administrateurs de la MGV, permettant, au même niveau qu'en année n-1, d'être mobilisée pour remplir les mêmes objectifs (annulation des effets externes indésirables) en compensant les pertes comptables écologiques des gestionnaires et en finançant une assistance technique. Par ailleurs, étant donné que le bon état écologique du SSE est estimé imputable pour 20 % aux surfaces écologiquement optimisées, une augmentation du montant de la taxe de séjour est décidée par les administrateurs du MGV conformément à cette proportion, soit une augmentation de 0,625€. Ainsi, les recettes récoltées sur la base de ce montant seront allouées à la rémunération des gestionnaires optimisant les potentialités écologiques de leur agroécosystème, au titre de la création d'externalités positives. Sachant qu'en année n, le territoire accueille 3000 nuitées pour chaque commune littorale et 1000 nuitées par commune de l'arrière-pays, 20000€ de recettes seront disponible au titre de la solidarité écologique et 5000€ pour la rémunération des externalités positives.

En année n, la fréquentation des établissements touristiques a connu une importante augmentation du fait des améliorations environnementales générées par la gestion adaptative du SSE: 50 % supplémentaire pour chaque établissement, donc une hausse équivalente de leur chiffre d'affaires, une hausse de leur valeur ajoutée de 40 %, et un accroissement de 25 % de leur résultat net. Les administrateurs du MGV préconisent une taxation de ces acteurs destinée à soutenir les gestionnaires dans le comblement de leurs pertes comptables écologiques, via une augmentation des prélèvements sur la valeur ajoutée de même hauteur que son accroissement, soit 40 %. La part des impôts locaux indexée sur la valeur ajoutée est ainsi amplifiée de 1,5 à 2,1 % pour ces organisations. En considérant que la valeur ajoutée de chaque établissement implanté dans les communes littorales (10 hôtels et 10 restaurants dans chaque commune) s'élève à 200000€, et que celle de chaque établissement de l'arrière-pays (5 hôtels et 5 restaurants) est de 150000€, les recettes liées à l'augmentation de la taxe se chiffrent à 1200€ pour chaque établissement du littoral et 900€ pour chaque établissement de l'arrière-pays, soit 66000€ à l'échelle du territoire.

Ce montant représente ainsi l'ensemble des avantages retirés par ces organisations des SE en question. Comme l'ensemble des avantages retirés des SE locaux, l'accroissement de la fréquentation touristique est considérée comme imputable à hauteur de 20 % aux gestionnaires optimisant les potentialités écologiques, si bien que ces derniers sont légitimes pour recevoir un pourcentage équivalent des bénéfices monétaires des établissements touristiques, en rémunération des externalités positives générées. Ce sont donc 52800€ qui sont disponibles pour les mécanismes temporaires de solidarité écologique et 13200€ pour la rémunération des externalités positives.

Conditions chimiques des eaux douces :

Les avantages retirés de ce SE concernent l'ensemble des collectivités du territoire, qui s'approvisionnent toutes en eau potable dans la même nappe phréatique, alimentée principalement par les aquifères liés aux agroécosystèmes. Le SSE compte deux communes localisées sur le littoral et deux dans l'arrière-pays, chacune comprenant 1000 habitants. Les besoins en eau potable sont de 100000 $m^3$ par commune et par an, soit 400000 $m^3$ par an à l'échelle du territoire.

En n-1, l'eau tirée de la nappe est de qualité médiocre et nécessite un traitement d'un coût pour chaque commune de 0,4 / $m^3$ (affinage par membrane, notamment pour la dénitrification), soit un coût de 40000 par collectivité et de 160000 à l'échelle du territoire. A l'année n en revanche, l'eau est de bonne qualité et ne nécessite plus qu'un traitement de

filtration par décantation, d'un coût de 0,3 / $m^3$, soit 30000€ par commune, et 120000€ pour le SSE.

Ces coûts évités de 40000€ (on considère que les coûts liés à l'acquisition des nouveaux matériels de traitement sont compensés par la vente des anciennes installations de potabilisation) correspondent aux avantages économiques globaux que les communes récoltent de l'amélioration du SE considéré. Cette amélioration étant imputable à la fois aux gestionnaires respectant les cibles de gestion (ou cherchant à les respecter), mais également, et à hauteur de 20 %, à ceux qui optimisent les potentialités écologiques de leur agroécosystème, le partage des bénéfices doit légitimement se faire selon les mêmes proportions : 32000€ en compensation des pertes comptables écologiques par solidarité écologique, et 8000€ pour la rémunération des organisations génératrices d'externalités positives.

Les propositions d'évaluation et les mécanismes qui précèdent ont été conçus dans l'idée de constituer des pistes crédibles pour une évaluation empirique et une mise en œuvre concrète de la MGV. Certains mécanismes peuvent cependant sembler idéalisés, en raison notamment de l'hypothèse simplificatrice choisie relativement aux SE, selon laquelle les avantages et les bénéfices monétaires apparaissent dès l'année suivant la mise en œuvre des pratiques de gestion adaptative. D'autres hypothèses fortes sous-tendent certains des mécanismes compensatoires proposés : la capacité des administrations territoriales à capter les recettes des diverses taxes et redevances (ces dernières étant souvent, dans le cas français par exemple, récoltées par des agences publiques indépendantes des collectivités), et la marge de manœuvre accordée à ces administrations pour la modulation des taux ou du niveau des prélèvements (ces organisations n'ayant pas, toujours dans le cas de la France et dans le contexte actuel, une telle autonomie).

*Bilan du financement de la démarche par le biais des services écosystémiques locaux (comparaison entre les besoins monétaires et les avantages économiques disponibles)*

Les mécanismes exposés en *supra* permettent aux administrateurs du MGV de collecter, au niveau de l'intercommunalité, les bénéfices monétaires retirés de la gestion adaptative via les SE locaux. Ces flux financiers viennent alimenter des comptes publics spécifiques, dédiés au financement du MGV (principalement pour la compensation des pertes comptables au titre de la solidarité écologique et la rémunération des gestionnaires à l'origine d'externalités positives).

Dans notre cas théorique, les avantages économiques collectés pour la solidarité écologique atteignent 120800€, et ceux dévoués à la rémunération des externalités positives 30200€. Les premiers surpassent donc les besoins des gestionnaires concernés (chiffrés à 115000€), alors que les seconds ne permettent pas d'atteindre la rémunération globale fixée à 35000€.

Dans le premier compte, le reliquat de 5800€ peut ainsi être soit redistribué aux bénéficiaires, soit épargné. C'est la seconde option qui est retenue par les administrateurs du MGV, au travers de la création d'un fond public d'investissement (comparable aux fonds « matières premières » des pays du pétroliers, ou à ceux issus des excédents budgétaires fiscaux en Océanie). Il permettra ainsi, en faisant fructifier ces surplus, de disposer à plus ou moins long terme de liquidités pour le soutien du MGV.

S'agissant du second compte, l'écart constaté entre les besoins et les disponibilités conduit les administrateurs du MGV à faire appel à des financements additionnels liés aux avantages retirés des SE globaux.

*Spécification des financements additionnels collectés après des bénéficiaires de services écosystémiques globaux*

Cette ultime étape du MGV a pour objet de définir les instruments additionnels permettant de soutenir définitivement (pour l'année n) l'efficacité économique du processus, en mobilisant une part des avantages issus des SE globaux qui peuvent en être retirés. En revanche, elle ne consiste pas à évaluer ces bénéfices monétaires, la plupart ne se prêtant pas à ce type d'évaluation, mais simplement à déterminer s'il est légitime, et par quel biais, de les inclure dans le processus.

Les besoins résiduels de financement ne concernent ici que la rétribution des gestionnaires optimisant écologiquement leurs terrains, et se chiffrent globalement à 4800€, soit 480€ par exploitation.

Parmi les SE globaux identifiés en *supra*, certains sont retirés localement par une variété importante d'acteurs du territoire (voire par l'ensemble des acteurs), ces bénéficiaires n'étant pas identifiables précisément. Il s'agit des SE suivants :

- Régulation du microclimat et des conditions climatiques régionales
- Héritage, culture
- Symbolique
- Leg

Les autres SE globaux concernent l'ensemble des ménages à des échelles spatiales plus vastes :

- Scientifique
- Education
- Divertissement
- Esthétique
- Existence
- Régulation du climat global et réduction des concentrations de GES

Les avantages liés à la première catégorie justifient, selon les administrateurs du MGV, de mobiliser des instruments fiscaux territoriaux complémentaires permettant de contribuer à la rémunération des gestionnaires concernés. Pour rappel, nous avons convenu qu'une part des impôts locaux des entreprises est indexée sur le montant de leur valeur ajoutée, à hauteur de 1,5 % (l'autre partie étant liée à la valeur foncière de l'organisation). Pour les exploitations génératrices d'externalités positives, des financements additionnels locaux sont attribués via une réduction d'impôts sur cette base fiscale. Ces entreprises s'acquittent chacune de 3000€ d'impôts locaux (cf. Tableau 36), dont 1035€ sont normalement captés au titre d'un prélèvement sur la valeur ajoutée. A l'année n (ou au début de l'exercice suivant) ces exploitation se voient ainsi reversés une part de ces montants, fixée à 480€, ce qui finalise leur rémunération pour création d'externalités positives.

*Efficacité des mesures identifiées et suite de la démarche*

Dans notre étude de cas théorique, l'application de la démarche du MGV produit, à l'année n, des résultats prometteurs eu égard aux objectifs écologiques et économiques fixés. Son efficacité écologique, c'est-à-dire l'atteinte d'un état écologique souhaitable et résilient du SSE, sans être définitivement accomplie, est en cours, à travers l'amélioration des conditions environnementales sur l'ensemble des écosystèmes gérés. Ce résultat est par ailleurs confirmé par l'évaluation des avantages économiques retirés au niveau local par les bénéficiaires, révélateurs de la réalisation d'une diversité de SE et d'un niveau proche de celui souhaité par les acteurs du territoire dans la définition de l'état souhaitable du SSE. Ils permettent également d'asseoir l'efficacité économique du MGV, entendue comme la capacité à maintenir la viabilité des organisations impliquées.

Au cours des exercices à venir, on peut attendre l'occurrence des évènements suivants :

- la diminution des coûts des opérations de gestion adaptative (du fait de la constitution progressive des zones de régulation écologique, remplacée par un entretien de ces structures) ;
- une augmentation des avantages retirés des SE par les gestionnaires (renforcement des SE et / ou apparition de nouveaux SE, par exemple liés à la fertilité des sols ou à la protection des

cultures, par la voie des cycles naturels, des aides techniques, et / ou de l'expérience des exploitants) ;

- de nouvelles sources de revenus pour les gestionnaires (inscription dans des AV existantes, création de nouvelles filières locales, modèles économiques innovants, etc., identifiés notamment grâce à l'accompagnement technique des gestionnaires) ;
- une augmentation des avantages économiques retirés des SE locaux par les bénéficiaires (abondance des populations sauvages, qualité des paysages, des eaux de baignade et des eaux de consommation, etc.).

En conséquence de ces divers évènements, les gestionnaires se verraient accroître leurs revenus, entraînant une diminution des déficits et des pertes comptables écologiques, et donc une baisse notable des besoins de solidarité écologique, et, dans une moindre mesure, de la rémunération des externalités positives. Ce sont donc en retour les avantages de l'ensemble des bénéficiaires du territoire qui seraient améliorés, la part temporaire de leurs prélèvements diminuant ou disparaissant à terme.

C'est un tel scénario qui anime le modèle de la MGV dans ce type de contexte territorial, prévoyant des coûts conséquents lors des phases de démarrage de la démarche (déficits probables des gestionnaires, prélèvements massifs des avantages retirés des SE locaux, mobilisation de financements publics), un rééquilibrage économique progressif conduit par le rétablissement de la performance financière des gestionnaires, et à plus long terme l'augmentation des bénéfices locaux et la dispense du recours aux aides publiques.

## 2.3 Synthèse, forces, et faiblesses du Modèle de gestion pour la viabilité des systèmes socio-écologiques

### 2.3.1 Formulation synthétique du Modèle de gestion pour la viabilité des systèmes socio-écologiques et retour sur le cadre de viabilité

Le MGV peut être présenté schématiquement comme un modèle intégratif de différents instruments, de nature écologique, comptable, économique, et fiscale.

Il tient en premier lieu d'une démarche de gestion adaptative standardisée, à vocation opérationnelle et prospective, largement inspirée de la gestion stratégique adaptative (SAM), et vouée à garantir l'efficacité écologique du modèle. Ce premier module du MGV pouvant créer des déséquilibres compétitifs indésirables chez les gestionnaires du SSE, il est assorti de la mise en œuvre de processus d'optimisation voués à en assurer l'efficacité économique (basés sur les principes pollueur-payeur, bénéficiaire-payeur, et sur le concept de solidarité écologique). L'emploi spécifique de ces processus est guidé par les résultats globaux (environnementaux et comptables) de la gestion adaptative pour les gestionnaires, mis en évidence notamment par l'utilisation de CE adaptées au contexte du MGV : la publication de comptes environnementaux (dérivés des démarches de *reporting* environnemental) et celle de comptes de résultats écologiques (inspirés des comptabilités environnementalement différenciées). Ces outils comptables et les processus d'optimisation précités constituent le second module du MGV.

Le modèle que nous proposons peut ainsi être représenté schématiquement par la Figure 17 : un socle de gestion adaptative, dont les conséquences environnementales et comptables sont mises en lumière grâce à l'emploi de comptabilités environnementales et / ou financières adaptées, et dont les effets économiques indésirables sont corrigés par la mise en œuvre de processus d'optimisation économiques et fiscaux.

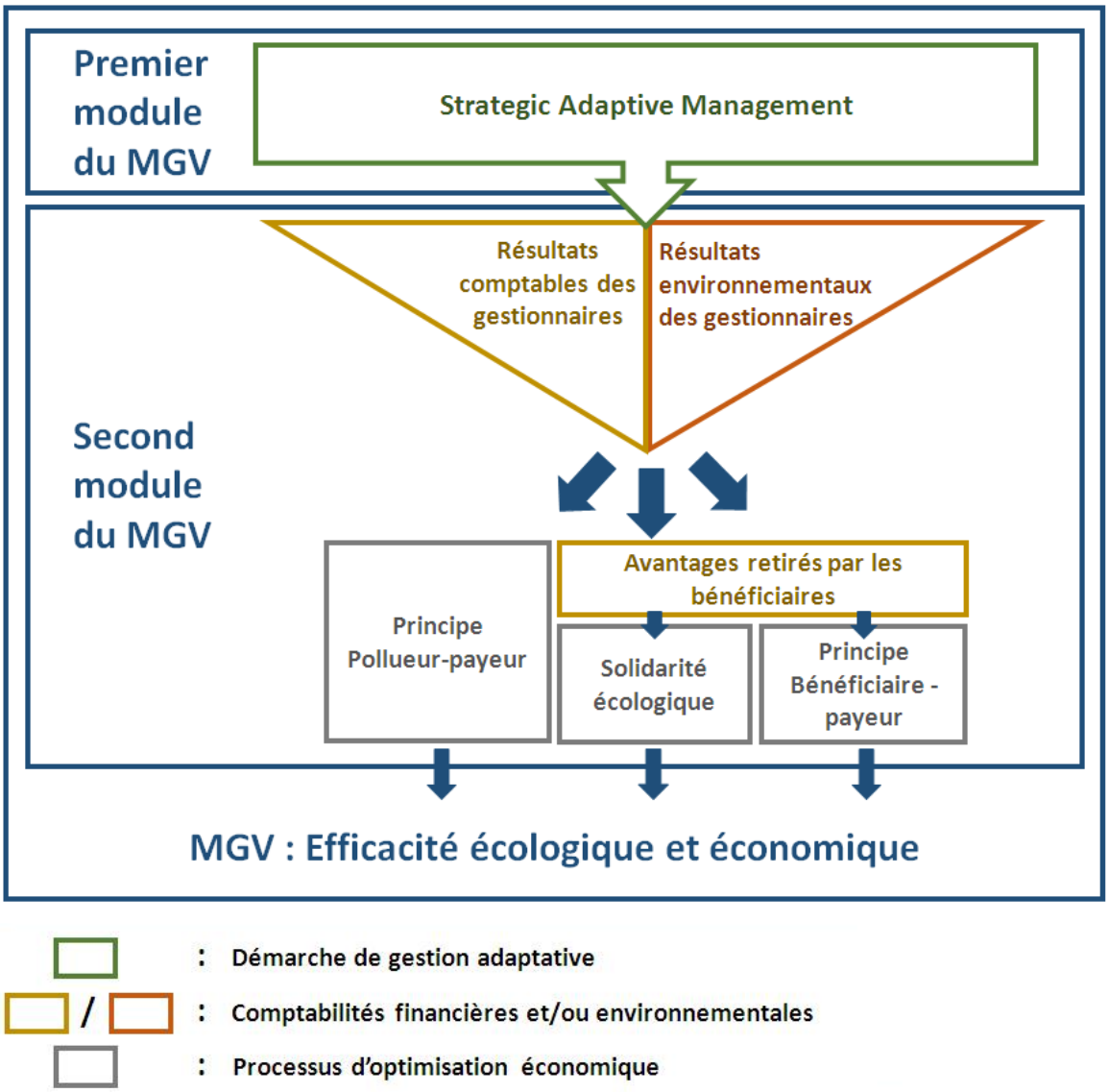



**Figure 17. Représentation schématique du Modèle de gestion de la viabilité des systèmes socio-écologiques.**

Par cette construction, le MGV peut prétendre au respect du cadre de viabilité élaboré dans notre premier chapitre. Ses fondements hérités de la gestion adaptative lui assurent une base écologique rigoureuse vouée, à terme, à conduire les SSE dans des états socialement souhaitables et résilients. Toutes les situations d'interactions entre organisations et écosystèmes que nous avons mises en évidence (cf. Chapitre 2, Tableau 8) sont, par ailleurs, prises en considération par le modèle. Sur le plan économique, la mise en œuvre des processus d'optimisation permet de garantir, sur le court terme, la viabilité des organisations

et doit conduire, sur le plus long terme, à maintenir et renforcer cette viabilité par l'émergence de modèles économiques innovants et soutenables, pour les organisations impliquées.

Le principe général de la démarche peut donc être résumé comme suit : rendre économiquement viables – voire profitables – pour les organisations d'un SSE, des modes de gestion environnementale dirigés vers l'atteinte d'un état écologique socialement souhaitable et résilient, et cela dans une grande diversité de contextes écologiques, économiques, et sociaux.

En comparaison des instruments de régulation étudiés précédemment dans nos travaux (AV et CE notamment), le MGV propose une meilleure performance écologique et / ou économique (selon les instruments comparés) du point de vue de notre cadre de viabilité. Il ambitionne également de dépasser certaines limites des démarches de gestion environnementale dont il s'inspire (démarches de gestion adaptative et paiements pour services écosystémiques notamment). Nous développons ces points dans la sous-section qui suit (sous-section 2.3.2).

Le fonctionnement du MGV est cependant contraint par plusieurs hypothèses, qui peuvent constituer des freins non négligeables à sa mise en œuvre empirique et à son efficacité, et que nous passons ensuite en revue (cf. sous-section 2.3.3).

### 2.3.2 Le Modèle de gestion de la viabilité des systèmes socio-écologiques, réponse aux limites des instruments étudiés

#### 2.3.2.1 Modèle de gestion de la viabilité des systèmes socio-écologiques vs. comptabilités environnementales *inside-out* monétaires

La principale critique que nous adressons aux démarches de type *full cost accounting* (FCA, cherchant à estimer et à intégrer dans les calculs économiques les externalités environnementales négatives) concerne la formulation de leurs objectifs environnementaux. Elles s'avèrent en effet guidées par des critères purement économiques (i.e. recherche de l'efficacité économique via l'optimum de dégradation ou l'analyse coût-bénéfices) et ignorent les considérations écologiques liées à la viabilité et à la complexité des systèmes vivants (cf. sous-section 1.2.3). Le MGV propose à l'inverse une approche centrée sur le fonctionnement des écosystèmes, intégrant des objectifs écologiques aptes à en garantir un état socialement souhaitable et résilient, et conduisant à amender le système économique selon ces considérations. Du point de vue des calculs économiques, la FCA suppose une estimation monétaire de l'ensemble des externalités environnementales négatives produites par les organisations. Nous avons vu que cette étape centrale de la FCA fragilise grandement – voire interdit – l'atteinte de ses objectifs, en raison des incertitudes considérables liées à ces

évaluations macroéconomiques. Le MGV, en se basant sur la constatation comptable de coûts et bénéfices réels au niveau microéconomique plutôt que sur des estimations financières ambiguës, évite cet écueil et se protège de toute contestation en faisant reposer ses mécanismes économiques sur des données tangibles.

Les approches de type *sustainable cost accounting* poursuivent, elles, des objectifs environnementaux compatibles avec une viabilité des écosystèmes (bien que manquant de précision scientifique). Elles semblent cependant souffrir d'un biais hérité de leur conception comptable, rétrospective par nature, qui freine l'émergence de modèles économiques innovants. Par ailleurs, leur mise en application unilatérale au sein des organisations (i.e. sans réforme globale des règles comptables) semble déconsidérer la viabilité économique de ces entités, en faisant reposer sur les seuls gestionnaires l'intégralité des coûts de renouvellement du capital naturel. En adoptant une posture prospective orientée vers le long terme (et déclinée en objectifs écologiques de court terme), en empruntant pour périmètre d'analyse l'échelle des SSE, et mobilisant de manière appropriée les principes pollueur-payeur, bénéficiaire-payeur, et le concept de solidarité écologique, la MGV ambitionne justement de répondre à ces deux défis : garantir la viabilité financière des organisations impliquées en créant les conditions aptes à faire émerger des modèles économiques innovants.

#### 2.3.2.2 Modèle de gestion de la viabilité des systèmes socio-écologiques vs. démarches de gestion adaptative

Les démarches de gestion adaptative ont pour qualité principale de permettre une maîtrise de la complexité du fonctionnement des écosystèmes, qui autorise le pilotage des systèmes naturels dans une direction socialement souhaitable tout en garantissant leur résilience. Développées à l'origine pour la gestion de milieux protégés, elles ignorent les aspects économiques inhérents aux territoires administrés, ce qui les rend peu adaptées dans les contextes de systèmes socio-écologiques, caractérisés par les interdépendances entre structures naturelles et anthropiques. Le MGV propose de dépasser cette limite en apposant à la démarche de gestion adaptative stratégique, variante opérationnelle et procédurale de la gestion adaptative, des mécanismes d'optimisation économique permettant d'assurer la viabilité financière des organisations du territoire.

#### 2.3.2.3 Modèle de gestion de la viabilité des systèmes socio-écologiques vs. paiements pour services écosystémiques

Les PSE, qui reposent sur le principe bénéficiaire-payeur, visent à internaliser une externalité positive dans le système économique, en conduisant à des arrangements contractuels via

lesquels un ou plusieurs bénéficiaires de SE rémunèrent l'agent (ou les agents) à l'origine de l'externalité positive. Les principales critiques que nous adressons à l'égard des PSE sont de deux ordres : d'une part, ces mécanismes ne se préoccupent en général pas de la viabilité des écosystèmes mais n'ont, pour seul objectif environnemental, que la provision du seul SE d'intérêt (cf. Chapitre 2 sous-section 3.3.1). D'autre part, il ne nous paraît pas légitime, ni éthiquement souhaitable, de rémunérer des pratiques favorables à la simple diminution des externalités négatives, ce qui semble, malgré tout, être le cas dans de nombreux exemples de PSE. Le MGV que nous proposons permet, en mobilisant des processus empruntés à la gestion adaptative, de stipuler des cibles de gestion (niveaux d'indicateurs adaptés) vouées à la résilience écologique – garantes donc de la viabilité des écosystèmes – et représentant un « niveau de référence » écologique apte à distinguer les situations d'externalités positives réelles des situations de simple réduction des externalités négatives. Grâce à l'objectivation de cette « frontière », les mécanismes d'optimisation économique du MGV, empruntés pour partie aux PSE, peuvent s'adapter aux différents contextes d'amélioration environnementale des SSE.

### 2.3.3 Analyse critique du Modèle de gestion de la viabilité des systèmes socio-écologiques

#### 2.3.3.1 Une démarche qui repose sur de nombreuses hypothèses

Malgré ses attraits théoriques, l'efficacité du MGV repose sur plusieurs hypothèse, qu'il s'agira de valider avant une implémentation de la démarche sur le terrain. Nous proposons de lister ici, et commenter si nécessaire, celles qui nous paraissent les plus saillantes.

<u>Il existe des bénéficiaires de services écosystémiques locaux</u>

Le maintien de la viabilité économique des organisations impliquées dans le MGV repose en partie sur la capacité des bénéficiaires de SE « locaux » à transférer (de manière ponctuelle et / ou pérenne selon les cas) une part de leurs avantages monétaires aux gestionnaires lésés par la mise en œuvre des opérations de gestion adaptative. Plus le nombre de bénéficiaires est important au niveau du territoire, plus les avantages économiques locaux sont susceptibles d'émerger, moins apparaît la nécessité, pour les administrateurs, de faire appel à des financements complémentaires auprès des bénéficiaires de SE « globaux » (subventions, abattements ou réductions fiscales, etc.), et plus la démarche est « autonome ». A l'inverse, dans le cas de territoires au sein desquels les organisations bénéficiaires sont peu présentes, un

recours massif à ces financements publics (instruments économiques et / ou fiscaux) est à prévoir pour développer la démarche de MGV, avec le risque, en particulier si les transformations des pratiques des gestionnaires sont importantes, de rendre les transitions de modèle économique trop coûteuses socialement.

Le cadre que propose le MGV permet de conduire à l'émergence de modèles économiques innovants, économiquement et écologiquement viables

Les mécanismes proposés par le MGV pour faire face aux situations de pertes comptables écologiques, s'appuient, au-delà des compensations monétaires temporaires, sur la transition progressive vers des modèles économiques alternatifs. Nous avons surtout mentionné, dans notre exposé du MGV (cf. sous-section 2.2.2), des démarches existantes, donc potentiellement ancrées dans une vision *business as usual* pour reprendre l'expression employée par Bebbington et Gray (2001). L'ambition du MGV est toutefois, et avant tout, de faire émerger de nouvelles solutions, de nouveaux modèles économiques, qu'il apparaît difficile d'identifier ici précisément sans la conduite d'une étude de cas empirique. L'efficacité économique du MGV reposant en grande partie sur cette hypothèse, elle apparaît cruciale pour la réussite de la démarche.

Il existe un cadre juridique adéquat pour la mise en œuvre du MGV

Il convient, avant d'envisager le déploiement d'une démarche de MGV sur le terrain, de s'assurer de la possibilité juridique d'implémenter le processus. Les étapes de gestion écosystémique, d'une part, peuvent soulever les premières difficultés. La gestion adaptative s'appuie généralement sur l'engagement volontaire des acteurs, et le MGV proposé ne prescrit pas catégoriquement, à ce stade de développement, une implémentation volontaire ou contraignante : notre avis est que l'une comme l'autre pourrait s'avérer appropriée selon les contextes. Lorsqu'une application contraignante s'avère pertinente (e.g. cas dans lesquels un basculement des modes de gestion est indispensable, cf. étude de cas théorique, sous-section 2.2.3), des défis juridiques importants peuvent apparaître : par exemple celui de faire respecter les cibles de gestion par l'ensemble des gestionnaires, ou encore celui de mettre en œuvre des processus d'optimisation économiques et fiscaux ad hoc (notamment la collecte, par les administrateurs du MGV, des bénéfices économiques retirés des SE). Ces craintes semblent confirmées par certains spécialistes des PSE confrontés à des problématiques

comparables (cf. MEB et al., 2014), et ce que confirment les difficultés juridiques rencontrées par des projets similaires (projet FIPAN[41] notamment).

Les gestionnaires ont la possibilité financière de mettre en œuvre les opérations de gestion adaptées

Le MGV, tel que décrit dans cette section, suppose que les gestionnaires des SSE possèdent la capacité économique d'initier les transformations de modes de gestion requises par l'atteinte des cibles, c'est-à-dire qu'ils peuvent mettre en œuvre les opérations de gestion nécessaires. Dans les cas contraires, il conviendra de favoriser l'accès de ces agents à l'emprunt afin de financer ces opérations (et donc de recourir à des évaluations économiques ex ante).

#### 2.3.3.2 Une approche qui présente des limites du point de vue environnemental

Le MGV, si les hypothèses susmentionnées sont validées, se veut efficace en ce qui concerne la gestion des problématiques écologiques locales liées aux SSE, à l'échelle par exemple de la biorégion, ce qui inclut notamment celles liées à l'eau, aux sols, et à la biodiversité.

Elle n'a cependant pas vocation à traiter l'intégralité des problèmes environnementaux, et s'avère notamment inapte à arbitrer les questions globales liées aux changements climatiques planétaires et à la régulation des émissions de gaz à effet de serre (GES). Nous considérons que ces problématiques doivent avant tout être traitées au niveau international, puis déclinées en objectifs locaux. La MGV peut malgré tout représenter, dans ce contexte, non seulement une démarche permettant d'atténuer les effets de ces changements globaux sur les SSE (via le maintien de leur résilience) et de s'adapter aux perturbations en cours et à venir, mais également être un vecteur efficace dans la diffusion et le respect de la déclinaison des objectifs globaux au niveau territorial, via l'intégration de seuils et cibles de gestion additionnels liés à ces paramètres dans les étapes de la gestion adaptative.

[41] Site internet du FIPAN : http://www.fipan.fr/ (page consultée le 2/09/2015)

## Conclusion

Les comptabilités environnementales (CE) constituent des outils variés, allant de processus techniquement simples permettant d'organiser l'information – informations écologiques (*reporting* environnemental) ou économiques (comptabilité environnementalement différenciée) liées à leur gestion de l'environnement – à des instruments plus complexes assimilables à des outils de régulation (*full-costs accounting*, FCA, et *sustainable-costs accounting*, SCA).

Les premières citées (comptabilité environnementalement différenciée et *reporting*) ne s'avèrent guidées par aucune philosophie particulière, et s'adaptent aux contextes dans lesquels elles sont mobilisées. Si bien que leur utilisation dans le cadre d'une démarche destinée à la viabilité des systèmes socio-écologiques pourrait permettre, respectivement, de comptabiliser les coûts de maintien du capital naturel, et de suivre l'état et le fonctionnement d'un système socio-écologique (SSE) relativement à son état souhaitable et à sa résilience.

Parmi les secondes CE, les démarches de type FCA, inscrites dans une vision faible de la soutenabilité, poursuivent des finalités diverses (atteinte de l'optimum économique, priorisation des impacts, publicité, etc.), toutes inappropriées au maintien de la viabilité des écosystèmes. De plus, dans l'état actuel des techniques d'évaluation monétaire des externalités, elles rencontrent des limitations pratiques importantes qui n'autorisent pas l'atteinte de ces objectifs. A l'opposé, les approches de SCA sont vouées principalement au maintien du capital naturel, en visant, au travers du calcul des coûts de soutenabilité, la transition des organisations vers des modes de fonctionnement compatibles avec la viabilité des écosystèmes. Si certains points méthodologiques manquent, selon nous, de précision scientifique (définition des limites environnementales notamment), et si l'approche rétrospective adoptée peut être à l'origine d'un biais conservateur, c'est surtout le manque de considération pour la viabilité économique des organisations qui nous pousse à proposer un modèle de gestion alternatif, inspiré toutefois en partie de ces démarches.

Nous proposons un « Modèle de gestion pour la viabilité des systèmes socio-écologiques » (MGV), conçu de manière à inscrire les dynamiques des organisations et des écosystèmes dans notre cadre de viabilité.

Afin de soutenir un état socialement souhaitable des SSE et de garantir leur résilience, le MGV s'appuie sur une démarche particulière de gestion adaptative, qualifiée de *strategic adaptive management*, pragmatique, et animée avant tout par une amélioration progressive des modalités de gestion grâce à l'apprentissage. Elle se caractérise par un niveau élevé de

standardisation, une orientation prospective dirigée vers l'action plus que vers la recherche scientifique, et par l'intégration des idées de cogestion qui favorisent une gouvernance concertative. La démarche que nous proposons, si elle s'inscrit dans cette idée d'acceptabilité sociale et de concertation, peut présenter dans certaines circonstances une dimension coercitive pour garantir l'efficacité des processus tant sur le plan environnemental que sue le plan économique. Elle doit, quoiqu'il en soit, être dirigée par les instances administratives du territoire considéré, appuyées par les organismes scientifiques compétents, et en collaboration avec l'ensemble des organisations impliquées.

La mise en œuvre des phases de gestion adaptative débute par la définition de l'état désirable du SSE, caractérisant une vision idéale de l'état du territoire à long terme, partagée par l'ensemble des parties prenantes. Cette idée consensuelle est ensuite déclinée jusqu'à la définition de cibles de gestion précises des écosystèmes, qui devront être respectées ou atteintes par les organisations identifiées comme gestionnaires du territoire. La détermination de ces cibles est alimentée par la connaissance ou la recherche des seuils écologiques, garantissant la résilience du SSE, et concrétise son « état de référence » : une organisation améliorant le fonctionnement de l'écosystème géré jusqu'à l'atteinte des cibles réduit ses externalités négatives, tandis que celle qui en optimise les fonctionnalités écologiques, allant au-delà des exigences des cibles, génère des externalités positives.

Dans certaines circonstances, les gestionnaires du SSE perçoivent directement des avantages de la gestion adaptative (via l'amélioration des services écosystémiques (SE) ou via des décisions stratégiques profitables), et leur viabilité économique n'est pas affectée par l'application du MGV. Toutefois, des difficultés peuvent apparaître à l'issue de chaque exercice ou cycle de gestion et venir fragiliser l'efficacité de la démarche, lorsque les opérations de gestion adaptative génèrent des pertes économiques pour les gestionnaires (pertes évaluées en comparaison à la situation précédant la mise en œuvre de la gestion adaptative). Le MGV préconise, dans certains cas, de prendre en charge collectivement ces effets indésirables grâce à la mobilisation des avantages retirés des SE par les organisations bénéficiaires, et selon différentes modalités adaptées aux résultats des gestionnaires (résultats comptables mais également environnementaux, mis en évidence via l'emploi de CE appropriées) :

- lorsque les gestionnaires vont au-delà des exigences de l'état de référence, c'est-à-dire lorsqu'ils optimisent les potentialités écologiques des écosystèmes, la création d'externalités positives qui s'en suit justifie qu'ils perçoivent une rémunération pérenne de la part des

bénéficiaires de SE (principe bénéficiaire-payeur) et ce, quels que soient leurs résultats comptables (bénéfice ou déficit net).

- lorsque les écosystèmes gérés sont en transition vers un état résilient ou respectent strictement les cibles de gestion, en d'autres termes lorsque les améliorations écologiques générées ne permettent que de réduire les externalités environnementales négatives, le principe bénéficiaire-payeur ne se justifie pas, mais, selon les cas, d'autres soutiens peuvent être envisagés :
    - lorsque les gestionnaires sont lésés économiquement par la mise en œuvre de la gestion adaptative, mais que leur viabilité n'est pas en danger (réalisation d'un bénéfice net), l'application du principe pollueur-payeur prime et les organisations assument elles-mêmes ces désavantages ;
    - lorsque les gestionnaires sont lésés économiquement et que leur viabilité est mise en péril (déficit net), une mise en application du concept de solidarité écologique est souhaitable. Elle consiste d'une part en l'apport d'aides monétaires, et d'autre part en un accompagnement stratégique destiné à rétablir à terme un modèle d'entreprise économiquement viable. Ces mesures, financées elles-aussi collectivement par les bénéficiaires de SE, sont donc impérativement limitées dans le temps.

Implémenter de tels processus d'optimisation nécessite l'évaluation précise et la captation des avantages économiques retirés par les bénéficiaires de SE, qu'il s'agisse d'organisations identifiables sur le territoire considéré, les bénéficiaires de SE « locaux », ou, si nécessaire, des bénéficiaires diffus de SE « globaux ». Pour les identifier et récolter les bénéfices associés aux SE locaux, une comptabilité précise auprès des organisations concernées doit être mise place au niveau territorial par des administrateurs du MGV. Lorsque des besoins financiers additionnels s'avèrent nécessaires pour combler les pertes comptables des gestionnaires, une contribution des bénéficiaires de SE globaux est apportée par la voie de financements publics (réduction ou abattements fiscaux, subventions).

L'étude de cas théorique menée dans ce chapitre pour expérimenter le MGV met en évidence l'importance de ces processus redistributifs lors des phases de lancement de la démarche, mais nous supposons qu'avec le temps, la maturité de la démarche doit conduire à leur allègement. Ce rééquilibrage pourra être la conséquence de la génération progressivement croissante de SE variés au niveau territorial, retirés par les bénéficiaires mais aussi, selon les cas, par les gestionnaires (et donc réduisant les pertes à compenser). Il pourra également, et selon nous principalement, être le fait des transitions de modèles économiques encouragées

par la démarche, rendues possibles par l'accompagnement stratégique des gestionnaires légitimes.

Il convient, à ce stade de développement du modèle, d'œuvrer à en préciser certaines phases en explorant les hypothèses qui le sous-tendent, puis à l'expérimenter en multipliant par exemple les études de cas théoriques, ou en mettant en place une première étude de cas empirique à l'échelle d'un territoire.

## CONCLUSION GENERALE

La thèse que nous avons conduite avait pour objet de définir les conditions permettant la viabilité des écosystèmes et des organisations, et de rechercher les modalités de leur réconciliation. Pour y parvenir, nous avons successivement analysé les interrelations qui lient les organisations et la biodiversité, défini les contraintes fondamentales de la viabilité de ces systèmes (cadre de viabilité), étudié la capacité des instruments et démarches de régulation courants à répondre à ces contraintes, et proposé un modèle de gestion des systèmes socio-écologiques (SSE) apte à inscrire leurs dynamiques dans ce cadre de viabilité.

Dans un premier temps donc, nous avons analysé nos deux systèmes d'intérêt – organisations et systèmes vivants – considérés séparément, et établi leur importance capitale pour l'accès des populations humaines au bien-être, et pour la pérennité de leurs modes de vie.

L'étude de l'interaction de ces systèmes nous a ensuite conduit à mettre en évidence leurs interdépendances : les systèmes vivants conditionnent l'activité des organisations en raison des services écosystémiques (SE) dont elles retirent des avantages ; en retour, ces organisations, via la conduite de leurs activités, agissent sur le fonctionnement des écosystèmes et exercent une influence sur leurs dynamiques. Si bien qu'organisations et écosystèmes n'évoluent pas distinctement et peuvent être appréhendés comme constitutifs d'un seul et même système : le SSE.

Cette conception renvoie aux théories économiques du développement durable, et nous pousse à nous inscrire, théoriquement, dans une acception forte de la soutenabilité, qui stipule que le capital naturel doit être strictement conservé, et de manière distincte des autres capitaux. Une conception comparable alimente l'idée de développement viable, inspirée de la théorie mathématique de la viabilité, sur laquelle nous nous basons pour définir les contraintes essentielles de la viabilité des SSE, dans un contexte de changements et de perturbations croissants.

Le premier apport de notre thèse est ainsi de proposer un cadre de référence pour la viabilité des SSE, voué à soutenir les organisations humaines et leurs activités, le fonctionnement des systèmes vivants, et en conséquence le bien-être humain. Il consiste en la définition d'un ensemble de contraintes de viabilité, écologiques d'une part – le maintien d'un état socialement souhaitable et écologiquement résilient des écosystèmes – et économiques d'autre part – le maintien de la profitabilité des entreprises et de l'équilibre budgétaire des administrations publiques et organisations non lucratives.

De ce cadre de viabilité émerge la problématique de notre thèse, qui consiste à s'interroger sur les modalités – instruments, outils, démarches, etc. – permettant d'intégrer dans ce cadre les dynamiques des SSE.

En guise de premier élément de réponse, il nous est apparu souhaitable de dépasser le réductionnisme des instruments de régulation traditionnels, inscrits dans le cadre néoclassique de l'économie de l'environnement et de la soutenabilité faible, qui cherchent à atteindre des objectifs écologiques alimentés exclusivement par des considérations économiques (optimum de pollution), et n'accordent aucune importance au fonctionnement et à la complexité des systèmes vivants. S'ils peuvent se prévaloir d'une certaine efficacité économique (dans le sens de Pareto) sur le court terme, ils ne semblent cependant pouvoir mener à long terme qu'à la dégradation progressive des systèmes vivants, et donc à celle du système économique.

Nous nous sommes intéressés en conséquence à une catégorie d'instruments hétérogène, apparue plus récemment en réponse aux critiques de nature environnementale mais aussi économique formulées à l'égard des instruments traditionnels : les approches volontaires (AV). Ces instruments, mis en place de manière non contraignante, sont en effet supposés poursuivre des objectifs écologiques plus ambitieux que ceux spécifiés par les régulations traditionnelles, et produire des avantages permettant de compenser, voire de surpasser les coûts de leur mise en œuvre. Notre analyse d'une sélection de quatre AV de gestion environnementale (certification ISO 14001, paiements pour services écosystémiques, règlement d'Agriculture biologique, certification FSC), à travers l'étude de la littérature qui s'y réfère, nous permet de tirer plusieurs enseignements.

D'une part, les AV, qui s'inscrivent dans le champ conceptuel de la responsabilité sociale des entreprises et de la théorie des parties prenantes, se heurtent à leurs limites du point de vue des interactions environnementales qu'elles proposent de réguler. Considérés dans leur globalité, ces instruments ne s'intéressent en effet qu'aux interactions qui s'avèrent utiles aux organisations, c'est-à-dire aux relations de dépendance à l'égard des SE et aux dégradations pour lesquelles des revendications jugées légitimes sont exprimées par les parties prenantes. Ce mode de fonctionnement les conduit à exclure du champ de régulation tous les impacts environnementaux pour lesquels aucune protestation légitime n'est exprimée, ce qui fragilise la présupposée efficacité écologique de ces instruments.

Par ailleurs, les objectifs environnementaux des AV apparaissent généralement comme déconnectés du fonctionnement des écosystèmes – donc inaptes à garantir leur viabilité : ces objectifs sont souvent focalisés sur un nombre limité de paramètres écologiques isolés, et les

cibles de gestion (niveau à atteindre pour chaque paramètre) sont soit absentes, soit non spécifiques des écosystèmes considérés. Seul un instrument volontaire (la certification FSC) affiche des objectifs écologiques compatibles avec nos contraintes de viabilité, en s'intéressant aux seuils écologiques des écosystèmes forestiers et en promouvant une gestion adaptative apte à assurer leur résilience.

L'atteinte de ces objectifs divergents s'avère inégale pour les quatre outils considérés. Ceux qui s'intéressent à améliorer de manière imprécise certains paramètres environnementaux particuliers, avec des cibles de gestion peu exigeantes, atteignent généralement leurs objectifs. En revanche, lorsque les finalités s'avèrent écologiquement plus complexes (e.g. provision d'un ou plusieurs SE, maintien de la résilience des écosystèmes), l'étude de la bibliographie indique que leur atteinte est plus contrastée.

Du point de vue de la viabilité économique des organisations impliquées, il ressort de nos travaux que les AV parviennent, dans la majorité des cas, à compenser voire à surpasser les coûts de leur mise en œuvre, et cela via divers mécanismes : paiements directs de la part des bénéficiaires de services écologiques, bénéfices non monétaires (nouveaux marchés, image, etc.), ou primes (prix de vente plus élevés).

Dans la poursuite de nos travaux, nous nous sommes intéressés à une autre catégorie hétérogène d'instruments environnementaux, dont le développement est lui aussi assez récent, et dont la propagation s'est accrue au cours des dix dernières années : les comptabilités environnementales (CE). Notre étude de la littérature nous a conduits à distinguer deux grandes catégories parmi les CE microéconomiques les plus usitées.

Une première catégorie est composée d'outils de comptabilisation techniquement simples, inspirés des comptabilités financières, et adaptés aux problématiques environnementales. Il s'agit notamment des comptabilités environnementalement différenciées (dépenses environnementales), qui cherchent à mettre en avant les effets économiques des régulations environnementales (imposées ou volontaires) pour l'organisation ; et des démarches de *reporting* environnemental qui proposent à l'inverse de renseigner le niveau des flux « environnementaux » de l'organisation sous forme d'indicateurs physiques non monétaires. Le fonctionnement de ces instruments ne semble animé par aucune philosophie particulière : ils s'adaptent aux différents contextes institutionnels dans lesquels ils sont déployés. C'est le niveau d'exigence écologique de ces contextes, auquel sont soumises les organisations qui les appliquent, qui détermine la pertinence écologique de leurs résultats.

Dans l'autre type de CE on trouve des instruments plus élaborés du point de vue comptable et plus ambitieux du point de vue de la régulation environnementale des organisations. Ces démarches cherchent en effet à modifier les règles de la comptabilité financière dans le sens d'une prise en compte du capital naturel. Deux approches antagonistes se distinguent : la *full cost accounting*, animée par un cadre conceptuel emprunté à l'économie de l'environnement et à la soutenabilité faible, cherche à atteindre des objectifs environnementaux déterminés via des critères économiques (optimum de pollution notamment), alors que la *sustainable cost accounting* s'inscrit dans une conception forte de la soutenabilité et est dirigée vers le renouvellement du capital naturel, via le respect de limites environnementales et l'émergence de nouveaux modèles économiques. La première est hautement critiquable en raison des objectifs écologiquement inadéquats qu'elle poursuit, la seconde, malgré des finalités compatibles avec nos exigences écologiques, souffre d'un manque de considération pour la viabilité économique des organisations, dans la mesure où seule son application volontaire est envisageable à court terme (la profonde réforme comptable qu'elle suppose ne paraissant réaliste qu'à long terme).

A ce stade, nos recherches ne nous ont pas permis de répondre de manière convaincante à notre problématique. Forts toutefois de ces développements, nous avons élaboré un modèle de gestion des écosystèmes (MGV) cherchant à relever les défis imposés par nos contraintes de viabilité.

Il s'agissait, avant tout, de proposer un modèle reposant sur une base écologique robuste. Pour cela, les démarches de gestion adaptative nous sont apparues comme particulièrement intéressantes. Elles supposent, d'une part, de se placer à une échelle écologique pertinente – souvent distincte du périmètre des organisations ou de leur chaine logistique, sur lesquels se basent la plupart des modèles étudiés – et permettent d'autre part de définir, par leur structure concertative, l'état socialement souhaitable du SSE. Surtout, en prenant en considération l'existence de seuils écologiques et en recherchant, par l'expérimentation et l'apprentissage, des cibles de gestion écologiquement adaptées permettant d'éviter les basculements lorsque les seuils ne sont pas identifiés, elles permettent de garantir la résilience écologique des SSE.

Pour les gestionnaires d'écosystèmes impliqués dans la démarche, ces exigences de gestion écologique peuvent être sources de bénéfices (par le rétablissement de SE favorables à l'organisation, ou par leur transition vers des modèles économiques alternatifs et rentables) mais peuvent également apparaitre coûteuses et peser sur leur compétitivité. Nous avons complété notre modèle en proposant des processus aptes principalement à éviter de telles

« pertes comptables écologiques » chez les gestionnaires. En premier lieu, pour identifier ces situations, une adaptation des comptabilités environnementalement différenciées permet de rendre compte des conséquences économiques de la gestion adaptative pour chaque organisation du territoire. Le modèle propose ensuite de distinguer différents contextes de pertes comptables écologiques selon le niveau d'amélioration environnementale du milieu géré (via l'utilisation d'un *reporting* environnemental), afin d'identifier des processus d'optimisation adaptés à chacun, dont principalement :

- un processus de statu quo, fondé sur le principe pollueur-payeur, applicable dans les cas d'écosystèmes non résilients ou strictement résilients et d'organisations économiquement viables ;
- un processus temporaire d'assistance économique et technique financé par les bénéficiaires de SE, inspiré par une mise en application du concept de solidarité écologique, applicable lorsque les écosystèmes gérés sont non résilients ou strictement résilients ;
- un processus de rémunération pérenne de la part des bénéficiaires de SE, basé sur le principe bénéficiaire-payeur, applicable lorsque le gestionnaire optimise les potentialités écologiques des écosystèmes gérés, et cela quels que soient ses résultats comptables.

Les aides techniques proposées en vertu de la solidarité écologique apparaissent fondamentales dans le MGV. Elles consistent en des soutiens de nature écologique (destinées par exemple à l'optimisation de certains SE favorables au gestionnaire) et / ou stratégique (identification de nouvelles opportunités commerciales, mutation vers de nouveaux modèles économiques, mise en œuvre d'AV, création d'une AV innovante, etc.), destinés à favoriser la transition des gestionnaires vers des modes de fonctionnement économiquement viables. Ce sont elles qui garantissent la dimension temporaire du processus.

Dans le modèle proposé, l'ensemble des aides financières et techniques et des rémunérations pérennes sont assumées par les bénéficiaires de SE, via les avantages qui résultent des améliorations écologiques qui accompagnent la gestion adaptative. Il s'agit en premier lieu, dans une logique de solidarité écologique, des avantages retirés des SE « locaux » (services qui s'expriment au niveau du territoire et dont les bénéficiaires sont identifiables précisément), dont les montants doivent être évalués et présentés dans une CE appropriée. Si nécessaire, le modèle pourra également mobiliser les bénéfices retirés des SE « globaux » (services qui s'expriment à des échelles variables et dont les bénéficiaires sont nombreux et diffus), via divers instruments économiques et / ou fiscaux.

Le MGV repose sur plusieurs hypothèses, les plus notables étant celles relatives au succès des étapes de gestion adaptative et à sa capacité à faire émerger des modèles innovants

économiquement viables. Leur expérimentation et le renforcement de la méthode nécessiteraient, dans un premier temps, de tester théoriquement le MGV dans de multiples contextes, puis de mettre en œuvre des expérimentations empiriques (par exemple à l'échelle réduite d'un territoire communal rural). Il appartiendra ainsi aux organisations, en particulier aux adhérents de l'Association OREE qui ont permis ces travaux et qui les ont accompagnés, de s'approprier l'outil et d'envisager sa mise en application.

Nous pensons qu'au-delà de répondre à notre problématique, une telle démarche s'avèrerait porteuse d'une animation territoriale intéressante, favorable aussi bien à des améliorations environnementales et économiques (essor touristique et attractivité du territoire, création de circuits courts, écologie industrielle, etc.) qu'au renforcement de la cohésion sociale dans les territoires.

## BIBLIOGRAPHIE


Aarts, F. M. et Vos, E. (2001). The impact of ISO registration on New Zealand firms' performance: a financial perspective. *TQM Magazine*, 13(3), 180-191

Abbadie, L., Lateltin, E. (2004). Biodiversité, fonctionnement des écosystèmes et changements globaux. Dans : Barbault, R., Chevassus-au-Louis, B., Teyssèdre, A. (eds). Biodiversité et changements globaux : enjeux de société et défis pour la recherche. Paris : Ministère des Affaires Etrangères - ADPF, 80-93

Al-Najjar, B. et Anfimiadou, A. (2012). Environmental policies and firm value. *Business Strategy and the Environment*, 21 (1), 49-59

Aldrich, H.E. (1979). Organizations and Environments. Englewood Cliffs : Prentice-Hall. 384 p.

Alix-Garcia, J. et Wolff, H. (2014). Payment for Ecosystem Services from Forests. *IZA Discussion Papers*, 8179, 46 p.

Alpay, E., Buccola, S., Kerkvliet, J. (2002). Productivity growth and environmental regulation in Mexican and U.S. food manufacturing. *American Journal of Agricultural Economics*, 84 (4), 887-901

Altukhova, Y. (2013). Comptabilité agricole et développement durable : étude comparative de la Russie et de la France [en ligne]. Thèse de doctorat : Sciences de gestion. Paris 9 : Université Paris-Dauphine, 470 p. Disponible sur : http://basepub.dauphine.fr/bitstream/handle/123456789/11828/2013PA090007.pdf?sequence=1 (page consultée le 14/08/2015)

Alvarez, I. et Martin, S. (2010). Indicateurs dynamiques de gestion durable. Colloque : Vulnérabilité et résilience des écosystèmes : l'utopie d'une gestion durable ? Vingt-troisièmes Entretiens du Centre Jacques Cartier, 22-23/11/2010, Lyon, 9 p.

Ambec, S., Cohen, M.A., Elgie, S. et al. (2011). The Porter Hypothesis at 20: can environmental regulation enhance innovation and competitiveness? *Review of Environmental Economics and Policy*, 7 (1) 2-22

Angelstam, P., Roberge, J.-M., Axelsson, R. et al. (2013). Evidence-based knowledge versus negotiated indicators for assessment of ecological sustainability: the Swedish Forest Stewardship Council standard as a case study. *AMBIO*, 42 (2), 229-240

Antheaume, N. (1999). L'évaluation des coûts externes, de la théorie à la pratique, interrogation sur l'évolution de la comptabilité sociale et sur sa place parmi d'autres systèmes d'information au sein de l'entreprise [en ligne]. Thèse de doctorat : Business administration. Nice : Université Nice Sophia Antipolis, 343 p. Disponible sur : https://halshs.archives-ouvertes.fr/tel-00713496/document (page consultée le 18/08/2015)

Antheaume, N. (2004). Valuing external costs, from theory to practice: implications for full cost environmental accounting. *European Accounting Review*, 13 (3), 443-464

Antoine, J. et Cornil, J.-P. (2002). Lexique thématique de la comptabilité. Paris : De Boeck Supérieur. 484 p.

Anton, W.R., Deltas, G., Khanna, M. (2004). Incentives for environmental selfregulation and implications for environmental performance. *Journal of Environmental Economics and Management*, 48 (1), 632-654

Araujo, M., Kant, S., Couto, L. (2009). Why Brazilian companies are certifying their forests? *Forest Policy and Economics*, 11 (8), 579-585

Arimura, T., Hibiki, A., Johnstone, N. (2007). An empirical study of environmental R&D: What encourages facilities to be environmentally innovative? Dans : Johnstone, N. (ed). Environmental policy and corporate behaviour. Cheltenham : Edward Elgar, 142-173

Arimura, T.H., Hibiki, A., Katayama, H. (2008). Is a voluntary approach an effective environmental policy instrument? A case for environmental management systems. *Journal of Environmental Economics and Management*, 55 (3), 281-295

Arseg (2011). Fiche Pratique : La certification LEED [en ligne]. Pôle Prospective. 4 p. (page consultée le 24/08/2015)
http://www.arseg.asso.fr/fre/content/download/9172/95771/file/Fiche%20Pratique%20LEED.pdf

Assemblée nationale (2014). Proposition de loi constitutionnelle visant à introduire la « règle d'or » budgétaire dans la Constitution [en ligne]. Enregistrée à la Présidence de l'Assemblée nationale le 12 décembre 2014. 4 p. (page consultée le 03/08/2015)
http://www.assemblee-nationale.fr/14/pdf/propositions/pion2451.pdf

Association HQE (2010). La démarche HQE, pour des bâtiments sains, confortables et respectueux de l'environnement [en ligne]. 1 p. (page consultée le 24/08/2015)
http://assohqe.org/hqe/IMG/pdf/fiche_Demarche_HQE.pdf

Atkinson, G. (2000). Measuring corporate sustainability. *Journal of Environmental Planning and Management*, 43 (2), 325-352

Aubertin, C., Boisvert, V., Vivien, F.-D. (1998). La construction sociale de la question de la biodiversité. *Natures, Sciences, Sociétés*, 6 (1), 7-19

Aubin, J.-P. (1991). Viability Theory. Boston, Basel : Birkhäuser. 542 p.

Axys Environmental Consulting (2001). Thresholds for addressing cumulative effects on terrestrial and avian wildlife in the Yukon [en ligne]. Report for the Department of Indian and Northern Affairs Environmental Directorate and Environment. Whitehorse : Axys Environmental Consulting. 120 p. (page consultée le 14 août 2015)
http://www.planyukon.ca/index.php/documents-and-downloads-2/yukon-land-use-planning-council/workshop-proceedings/cumulative-effects-management-workshop/28-thresholds-for-addressing-cumulative-effects-on-terrestrial-and-avian-wildlife-in-the-yukon/file

Babin, D., Thibon, M., Larigauderie, A. et al. (2008). Strengthening the science-policy interface on biodiversity, results of the consultative process towards an IMoSEB [en ligne]. Montpellier : IMoSEB - IFB - CIRAD. 128 p. (page consultée le 19/08/2015) http://www.ipbes.net/images/documents/plenary/reference/IMOSEB/IMoSEB_Brochure_All.pdf

Baille, C. (s.d.). Théories des organisations. Cours dispensé à l'Ecole polytechnique universitaire d'ingénieurs de Montpellier [en ligne], 108 p. (page consultée le 25/02/2015) http://wave-it.fr/polytech/files/ig/ig3/theorie%20organisations/Cours%20complet.pdf

Baker, S., Kousis, M., Richardson, D. et al. eds (1997). The politics of sustainable development: theory, policy and practice within the European Union. London : Routledge, 276 p.

Balmford, A., Rodrigues, A., Walpole, M.J. et al. (2008). Review of the economics of biodiversity loss: scoping the science. Brussels : European Commission. 259 p.

Barbault, R. (2005). Biodiversité, écologie et sociétés. *Écologie & Politique*, 30, 27-40

Barbault, R. (2006). Un éléphant dans un jeu de quilles, l'homme dans la biodiversité. Paris : Seuil. 265 p.

Barbault, R. (2010a). La biodiversité : un concept écologique et des enjeux. Dans : Gouyon, P.-H., Leriche, H. (eds). Aux origines de l'environnement. Paris : Fayard, 110-126

Barbault, R. (2010b). Vers une nouvelle crise d'extinctions en masse ? Dans : Gouyon, P.-H., Leriche, H. (eds). Aux origines de l'environnement. Paris : Fayard, 311-325

Barbault, R. et Chevassus-au-Louis, B. eds (2004). Biodiversité et changements globaux – Enjeux de société et défis pour la recherche. Paris : Adpf, Ministère des Affaires Étrangères, 241 p.

Barbier, E.B., Baumgärtner, S., Chopra, K., et al. (2009). The valuation of ecosystem services. Dans : Naeem, S., Bunker, D.E., Hector, A., et al. (eds). Biodiversity, ecosystem, functioning and human well-being. Oxford : Oxford University Press, 248-262

Baret, P. et Dreveton, B. (2007). L'évaluation des impacts environnementaux : une grille de lecture. *Comptabilité et Environnement* [en ligne], mai 2007 (page consultée le 18/08/2015) https://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00543113/document

Barla, P. (2007). ISO 14001 certification and environmental performance in Quebec's pulp and paper industry. *Journal of Environmental Economics and Management*. 53 (3), 291-306

Barry, J., Baxter, B., Dunphy, R. eds (2004). Europe, globalization and sustainable development. New-York : Routledge, 240 p.

Bebbington, J. et Gray, R. (2001). An account of sustainability: failure, success and a reconceptualization. *Critical Perspectives on Accounting*, 12 (5), 557-588

Bebbington, J., Gray, R., Hibbit, C. et al. (2001). Full cost accounting: an agenda for action. London : ACCA. 174 p.

Berkes, F. et Folke, C. eds (1998). Linking sociological and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience. New York : Cambridge University Press, 476 p.

Berkes, F., Colding, J., Folke, C. (2000). Rediscovery of traditional ecological knowledge as adaptive management. *Ecological Applications*, 10 (5), 1251-1262

Berman, E. et Bui, L.T. (2001). Environmental regulation and productivity: evidence from oil refineries. *Review of Economics and Statistics*, 83 (3), 498-510

Blackman, A. et Woodward, R.T. (2010). User financing in a national payments for environmental services program: Costa Rican hydropower. *Ecological Economics*, 69 (8), 1626-1638

Blackman, A. et Rivera, J. (2011). Producer-Level Benefits of Sustainability Certification. *Conservation Biology*, 25 (6), 1176-1185

Boidin, B. et Zuindeau, B. (2006). Socio-économie de l'environnement et du développement durable : état des lieux et perspectives. *Mondes en développement* [en ligne], 34 (135) (page consultée le 16/06/2015)
http://www.cairn.info/load_pdf.php?ID_ARTICLE=MED_135_0007

Boiral, O. (2005). Concilier environnement et compétitivité, ou la quête de l'écoefficience. *Revue Française de Gestion*, 31 (158), 163-186

Boiral, O., et Henri, J.-F. (2012). Modelling the impact of ISO 14001 on environmental performance: a comparative approach. *Journal of Environmental Management*, 99, 84-97

Bojorquez-Tapia, L.A. et Eakin, H. (2012). Conflict and collaboration in defining the "Desired State": the case of Cozumel, Mexico. Dans : Goldstein, B.E. (ed). Collaborative resilience: moving through crisis to opportunity. London : MIT Press, 153-176.

Borck, J. et Cogalinese, C. (2009). The effectiveness of voluntary environmental programs. *Annual Review of Environment and Resources*, 34, 305-324

Borkey, P. et Glachant, M. (1997). Les engagements volontaires de l'industrie dans le domaine de l'environnement : nature et diversité. Etude réalisée pour Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (subvention n°96107) et l'Ademe (contrat n°9610004). Paris : CERNA, Centre d'économie industrielle. 199 p.

Borkey, P., Glachant, M., Lévêque, F. (1999). Voluntary approaches for environmental policy in OEDC countries: an assessment. Paris : CERNA, Centre d'économie industrielle. 98 p.

Bouslah, K., M'Zali, B., Turcotte, M.-F. et al. (2010). The Impact of Forest Certification on Firm Financial Performance in Canada and the U.S. *Journal of Business Ethics*, 96 (4), 551-572

Boyd, J. et Banzhaf, S. (2007). What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*, 63 (2-3), 616–626

Boyer, B. (2013). Faut-il réglementer le reporting extra-financier pour améliorer sa prise en compte par les investisseurs ? *Comptabilité sans Frontières. The French Connection* [en ligne], mai 2013 (page consultée le 18/08/2015)
https://halshs.archives-ouvertes.fr/hal-00992961/document

Braat, L. et ten Brink, P.T. eds (2008). The Cost of Policy Inaction: The Case of not Meeting the 2010 Target [en ligne]. Alterra report 1718. Wageningen : Alterra. 312 p.
http://edepot.wur.nl/152014 (page consultée le 14 août 2015)

Brenden, T.O., Wang, L., Su, Z. (2008). Quantitative identification of disturbance thresholds in support of aquatic resource management. *Environmental Management*, 42 (5), 821-832

Briquel, V., Vilain, L., Bourdais, J.-L. et al. (2001). La méthode IDEA (indicateurs de durabilité des exploitations agricoles) : une démarche pédagogique. *Ingénieries*, (25), 29-39

Brochard, T. et Jaunet, R. (2007). La démarche HQE®, mythe ou réalité ? [en ligne] Etude bibliographique. Ecole de Mines de Douai. 69 p. Disponible sur :
http://cdoc.ensm-douai.fr/EBs/EB-Jaunet&Brochard.pdf (page consultée le 24/08/2015)

Brodhag, C., Gondran, N., Delchet, K. (2004). Du concept à la mise en œuvre du développement durable : théorie et pratique autour du guide SD 21000. *VertigO* [en ligne], 5 (2) (page consultée le 19/08/2015)
https://vertigo.revues.org/3482

BSO Origin (1991). Annual report 1990. 64 p.

Buchanan, J. (1965). An economic theory of clubs. *Economica New Series*, 32 (125), 1-14

Bureau, D. (2010). Les « PSE » : des rémunérations pour les services environnementaux [en ligne]. CEDD (Conseil Economique pour le Développement Durable). Références économiques pour le développement durable n°17. 8 p. (page consultée le 24/08/2015) http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/017b.pdf

Bureau Veritas Certification (2009). Système de certification Forest Stewardship Council – Référentiel de gestion forestière France. Bureau Veritas Certification, département Forêt-Bois. Réf : RF03 FSC GF France version 3.3. 21 p.

Cairncross, F. (1992). Costing the Earth. Boston : Harvard Business School Press. 256 p.

Canadian Ministry of Natural Resources (2009). Ontario's woodland caribou conservation plan [en ligne]. 24 p. (page consultée le 19/08/2015) http://files.ontario.ca/environment-and-energy/species-at-risk/277783.pdf

Canon-de-Francia, J. et Garces-Ayerbe, C. (2009). ISO 14001 environmental certification: a sign valued by the market? *Environment Resource Economics*, 44 (2), 245-262

Capron, M. (2003). L'économie éthique privée : La responsabilité des entreprises à l'épreuve de l'humanisation de la mondialisation. *Economie Ethique*, 7, 1-72

Capron, M. (2008). La responsabilité sociale d'entreprise est-elle destinée à satisfaire les intérêts des parties prenantes de l'entreprise ? Enjeux théoriques et pratiques. Colloque : Gouvernance d'entreprise, éthique des affaires et responsabilité sociale de l'entreprise, Université Abou Bekr Belkaid, 6/12/2007, Tlemcen

Capron, M. et Quairel-Lanoizelé, F. (2002). Les dynamiques relationnelles entre les firmes et leurs parties prenantes. Dans : Hoarau, C. (dir). Gouvernement d'entreprise et gestion des relations avec les parties prenantes : information, évaluation des performances, contrôle externe. Rapport pour le Commissariat Général du Plan, 243-407

Capron, M., Quairel-Lanoizelée, F. (2007). La responsabilité sociale d'entreprise. Paris : La Découverte. 122 p.

Carmin, J., Darnall, N., Mil-Homen, J. (2003). Stakeholder involvement in the design of U.S. voluntary environmental programs. *Policy Studies Journal*, 31 (4), 527-432

Caron, M.-A. (2012). Apport de la comptabilité environnementale dans la mutation de l'entreprise. *Les cahiers de la Chaire de Responsabilité Sociale et de Développement Durable*, Collection Recherche, 04-2012, 44 p.

CAVA (Concerted Action on Voluntary Approaches) (2000). Rapport Final.

Cazal, D. (2011). RSE et théorie des parties prenantes : les impasses du contrat. *Revue de la régulation* [en ligne], 9 (1er semestre) (page consultée le 16/02/2015)
http://regulation.revues.org/9173

Centre d'Etudes et de Prospective (2012). Les mesures agroenvironnementales : complémentarités de l'approche « territoriale » et de l'approche par « système d'exploitation » [en ligne]. Les Publications du Service de la Statistique et de la Prospective, Analyse n°47. 8 p. (page consultée le 24/08/2015)
http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/analyse471206.pdf

CFE (Comité pour la fiscalité écologique) (2013). Rapport d'étape : travaux du Comité pour la fiscalité écologique – premier semestre 2013. 404 p.

CGDD (Commissariat Général au Développement Durable) (2013). Sécuriser des engagements environnementaux – Séminaire d'échange sur les outils fonciers complémentaires à l'acquisition [en ligne]. Etudes et documents n°82 (Service de l'Économie, de l'Évaluation et de l'Intégration du Développement Durable). 58 p. (page consultée le 20/11/2014)
http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/ED82.pdf

CGDD (Commissariat Général au Développement Durable) (2014). La dépense de protection de l'environnement en 2012 [en ligne]. Chiffres & statistiques n°575. 4 p. (page consultée le 19/08/2015)
http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/fileadmin/documents/Produits_editoriaux/Publications/Chiffres_et_statistiques/2014/chiffres-stats575-depense-protection-environnement-2012.pdf

Chandler, A.D. (1977). The visible hand. The managerial revolution in American Business. Cambridge, MA : Harvard University Press. 624 p.

Chang, H.C. et Bell, N. (2000). Does ISO 14001 make industry competitive? An empirical study in the Taiwanese personal computer industry. Colloque : Electronics goes green 2000+ : a challenge for the next millennium, Fraunhofer IZM, 11-13/09/2000, Berlin, 563-566

Charreaux, G. et Pitol-Belin, J.P. (1992). Les théories des organisations. Dans : Helfer, J.-P. et Orsoni, J. (eds). L'Encyclopédie de gestion. Paris : Vuibert.

Chevassus-au-Louis, B., Salles, J.-M., Bielsa, S. et al. (2009). Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes : contribution à la décision publique [en ligne]. Rapport du Centre d'Analyse Stratégique, 378 p. (page consultée le 19/08/2015)
http://www.ladocumentationfrancaise.fr/var/storage/rapports-publics/094000203.pdf

Chiroleu-Assouline, M. (2007). Efficacité comparée des instruments de régulation environnementale. Notes de synthèse du SESP (Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du développement durable et de l'Aménagement du territoire) [en ligne] n°2 (167), 7-17 (page consultée le 10/08/2015)
https://hal-paris1.archives-ouvertes.fr/hal-00306212/document

Christainsen, G.B. et Haveman, R.H. (1981). Public regulations and the slowdown in productivity growth. *The American Economic Review Proceedings*, 71 (2), 320-325

Christophe, B. (1995). La comptabilité verte, de la politique environnementale à l'écobilan. Bruxelles : De Boeck Université. 186 p.

Ciriacy-Wantrup, S.V. (1952). Resource conservation: economics and policies. Berkeley : University of California Press. 395 p.

Clark, M.R. et Kozar, J.S. (2011). Comparing sustainable forest management certifications standards: a meta-analysis. *Ecology and Society* [en ligne]. 16 (1) (art.3) (page consultée le 23/11/2015)
http://www.ecologyandsociety.org/vol16/iss1/art3/

Clewell, A.F, et Aronson, J. (2010). La restauration écologique. Arles : Actes Sud. 340 p.

Coase, R. (1937). The nature of the firm. *Economica*, 4 (16), 386-405 Traduction française : Coase, R.H., Gillis, X., Bourreau, M. (1987). La nature de la firme. *Revue française d'économie*, 2 (1), 133-163

Coll, P., Le Cadre, E., Blanchart, E. et al. (2011). Organic viticulture and soil quality: long-term study in Southern France. *Applied Soil Ecology*, 50, 37-44

Comité 21 (2011). Evaluer et rendre compte de sa stratégie développement durable. Enjeux, réglementations et pratiques des entreprises et des collectivités [en ligne]. Notes 21. 70 p. (page consultée le 25/07/2015)
http://www.comite21.org/docs/economie/rse/notes-21-reporting-2010-2011.pdf

Comoglio, C. et Botta, S. (2012). The use of indicators and the role of environmental management systems for environmental performances improvement: a survey on ISO 14001 certified companies in the automotive sector. *Journal of Cleaner Production*, 20 (1), 92-102

Commission européenne (2008a). Règlement CE n°889/2008 de la Commission du 5 septembre 2008 portant modalités d'application du règlement CE n°834/2007 du Conseil relatif à la production biologique et à l'étiquetage des produits biologiques en ce qui concerne la production biologique, l'étiquetage et les contrôles [en ligne]. 84 p. (page consultée le 23/11/2015)
http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008R0889&qid=1448299219835&from=EN

Commission européenne (2008b). Règlement CE n°1235/2008 de la Commission du 8 décembre 2008 portant modalités d'application du règlement CE n°834/2007 du Conseil en ce qui concerne le régime d'importation de produits biologiques en provenance des pays tiers [en ligne]. 28 p. (page consultée le 15/12/2015)
http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/HTML/?uri=CELEX:32008R1235&from=FR

Commission européenne (2013). Décision de la Commission du 4 mars 2013 établissant le guide de l'utilisateur présentant les étapes nécessaires pour participer à l'EMAS conformément au règlement CE n°1221/2009 du Parlement européen et du Conseil concernant la participation volontaire des organisations à un système communautaire de management environnemental et d'audit (EMAS) [en ligne]. 39 p. (page consulté le 11/02/2015)
http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32013D0131&from=FR

Conseil de l'Union européenne (2007). Règlement CE n°834/2007 du 28 juin 2007 relatif à la production biologique et à l'étiquetage des produits biologiques [en ligne]. 23 p. (page consultée le 23/11/2015)
http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2007:189:0001:0023:FR:PDF

Cordonnier, T. et Gosselin, F. (2009). La gestion forestière adaptative : intégrer l'acquisition de connaissances parmi les objectifs de gestion. *Revue Forestière Française*, 61 (2), 131-144

Coriat, B. et Weinstein, O. (1995). Les nouvelles théories de l'entreprise. Paris : Le livre de poche, Librairie générale française. 218 p.

Coriat, B. et Weinstein, O. (2010). Les théories de la firme entre « contrats » et « compétences ». *Revue d'économie industrielle* [en ligne], 129-130 (1er et 2ème trimestre) (page consultée le 01/01/2014)
http://rei.revues.org/4142

Cork, S., Shelton, D., Binning, C. et al. (2001). A framework for applying the concept of ecosystem services to natural resource management in Australia. Colloque : Third Australian stream management conference, Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology, 27-29/08/2001, Brisbane, 157-162

Cornilleau, G. (2006). Croissance économique et bien-être. *Revue de l'OFCE* [en ligne], 96 (1) (page consultée le 04/08/2015)
http://www.ofce.sciences-po.fr/pdf/revue/2-96.pdf

Costanza, R. (2008). Ecosystem services: multiple classification systems are needed. *Biological Conservation*, 141 (2), 350-352

Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R.S. et al. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253-260

Cropper, M.L. et Oates, W.E. (1992). Environmental economics: a survey. *Journal of Economic Literature*, 30 (2), 675-740

Crozier, M. et Friedberg, E. (1977). L'acteur et le système : les contraintes de l'action collective. Paris : Seuil, 504 p.

Cubbage, F., Moore, S., Cox, J. et al. (2003). Forest certification of state and university lands in North Carolina: a comparison. *Journal of Forestry*, 101 (8), 26-31

Cyert, R.M. et March, J. (1963). Behavioral Theory of the Firm. Oxford : Blackwell. 264 p.

Daily, G.C. ed. (1997). Nature's services: societal dependence on natural ecosystems. Washington, DC : Island Press, 392 p.

Daly, H.E. (1990). Toward some operational principles of sustainable development. *Ecological Economics*, 2 (1), 1-6

Daly, H.E. (1991). Steady-state economics, second edition with new essays. Washington, DC : Island Press, 318 p.

Daniels A.E., Bagstad, K., Esposito, V. et al. (2010). Understanding the impacts of Costa Rica's PES: are we asking the right questions? *Ecological Economics*, 69 (11), 2116-2126

David, M. (2004a). Les approches volontaires comme instrument de régulation environnementale. *Revue française d'économie*, 19 (1), 227-273

David M. (2004b). Economie des approches volontaires dans les politiques environnementales en concurrence et coopération imparfaites [en ligne]. Thèse de doctorat : Sciences économiques. Paris : Ecole polytechnique, 278 p. Disponible sur : https://halshs.archives-ouvertes.fr/pastel-00000855/document (page consultée le 19/08/2015)

De Jong, P., Paulraj, A., Blome, C. (2014). The financial impact of ISO 14001 certification: top-line, bottom-line, or both? *Journal of Business Ethics*, 119 (1), 131-149

De Groot, R.S. (1987). Environmental functions as a unifying concept for ecology and economics. *The Environmentalist*, 7 (2), 105-109

De Groot, R.S. (1992). Functions of nature: evaluation of nature in environmental planning, management and decision making. Groningen : Wolters Noordhoff, 315p.

De Groot, R.S. (2010). Mère Nature : les services que les écosystèmes naturels rendent à la société humaine. Dans : Gouyon, P.-H., Leriche, H. (eds). Aux origines de l'environnement. Paris : Fayard, 163-179

De Groot, R.S., Wilson, M.A., Boumans, R.M.J. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41 (3), 393-408

Denison, E. (1978). Effects of selected changes in the institutional and human environment upon output per unit of input. *Survey of Current Business*, 58 (1), 21-44

Dévoué, E. (2009). Croissance et bien-être : le cas des RUP Françaises. *Revue canadienne des sciences régionales* [en ligne], 32 (3) (page consultée le 4/08/2015) http://www.cjrs-rcsr.org/archives/32-3/DEVOUE-final.pdf

Dias, F.S., Bugalho, M.N., Rodríguez-González, P.M. (2015). Effects of forest certification on the ecological condition of Mediterranean streams. *Journal of Applied Ecology*, 52 (1), 190-198

Diaz, S., Cabido, M. (2001). Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution*, 16 (11), 646-655

Dufour, C., Lanoie, P., Patry, M. (1992). Regulation and Productivity in the Quebec Manufacturing Sector. *Cahier de recherche (HEC Montréal)*

Durand, M.-H., Martin, S., Saint-Pierre, P. (2012). Viabilité et développement durable. *Natures Sciences Sociétés*, 20 (3), 271-285

Ekins, P., Simon, S., Deutsch, et al. (2003). A framework for the practical application of the concepts of critical natural capital and strong sustainability. *Ecological Economics*, 44 (2-3), 165-185

Elfstrand, S., Malmer, P., Skagerfält, B. (2011). Strengthening agricultural biodiversity for smallholder livelihoods – What knowledge is needed to overcome constraints and release potentials? [en ligne] The Hague : Hivos-OxfamNovib. 34 p. (page consultée le 24/08/2015) https://hivos.org/sites/default/files/strenghtening_agricultural_biodiversity_and_smallholder_livelihoods_synthesis_report.pdf

Elmqvist, T., Folke, C., Nystrom, M. et al. (2003). Response diversity and ecosystem resilience. *Frontiers in Ecology and the Environment*,1 (9), 488-494

Engel, S., Pagiola, S., Wunder, S. (2008). Designing payments for environmental services in theory and practice: an overview of the issues. *Ecological Economics*, 65 (4), 663-674

EPA (US Environmental Protection Agency) (1996). Environmental case studies: full cost accounting for decision making at Ontario Hydro [en ligne]. Washington : US EPA. 45 p. (page consultée le 19/08/2015) http://nepis.epa.gov/EPA/html/DLwait.htm?url=/Exe/ZyPDF.cgi/20000Z9M.PDF?Dockey=20000Z9M.PDF

EPA (US Environmental Protection Agency) (2009). Valuing the protection of ecological systems and services [en ligne]. Washington : US EPA. 138 p. (page consultée le 19/08/2014) http://yosemite.epa.gov/sab/sabproduct.nsf/WebBOARD/ValProtEcolSys&Serv

Euler, D. (2014). A comparison of avian habitat in forest management plans produced under three different certification systems in Ontario, Canada. *Wildlife Society Bulletin*, 38 (1), 142-147

European Commission (1992). Towards sustainability: a European Community programme of policy and action to the environment and sustainable development. Brussels : European Commission. 93 p.
http://ec.europa.eu/environment/archives/newprg/5th.htm

Eurostat (1995). Système européen des comptes 1995. Bruxelles : Office des publications de l'Union Européenne.

Eurostat (2013). Système européen des comptes 2010. Luxembourg : Office des publications de l'Union européenne.

Eurostat, FMI, OCDE, et al. (1993). Système de comptabilité nationale 1993. Bruxelles, Luxembourg, New York, Paris, Washington.

Eurostat, FMI, OCDE, et al. (2013). Système de comptabilité nationale 2008. New York.

Farber, S., Costanza, R., Childers, D. et al. (2006). Linking ecology and economics for ecosystem management. *BioScience*, 56 (2), 121-134

Farber, S., Costanza, R., Wilson, M. (2002). Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. *Ecological Economics*, 41 (3), 375-392

Farley, J. et Costanza, R. (2010). Payments for ecosystem services: from local to global. *Ecological Economics*, 69 (11), 2060-2068

Faucheux, S. et O'Connor, M. (2001). Le capital naturel et la demande sociale pour les biens et les services environnementaux. Colloque : Quelles natures voulons-nous ? Les journées du Programme environnement, vie et sociétés du CNRS, 12-14/11/2001, Lille, 20 p.

Feng, P., Lee, K.-S., Jeon, S. (2014). Effects of ISO 14001 Certification on the Improvement of Corporate Value. *Journal of Environmental Policy and Administration*, 22 (2), 75-99

Ferrari, S., Mekni, M.M., Petit, E. et al. (2010). Du bien-fondé de la participation des citoyens aux marchés de permis d'émissions : efficacité économique et questionnements éthiques. *VertigO* [En ligne], 10 (1) (page consultée le 25/11/2015)
http://vertigo.revues.org/9552

Ferron, R.T., Funchal, B., Nossa, V. et al. (2012). Is ISO 14001 certification effective? An experimental analysis of firm profitability. *Brazilian Administration Review* [en ligne], 9 (special number), 78-94
http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_pdf&pid=S1807-76922012000500006&lng=en&nrm=iso&tlng=en

Fisher, B. et Turner, K. (2008). Ecosystem services: Classification for valuation. *Biological Conservation*, 141 (5), 1167-1169

Fisher, B., Turner, K., Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68 (3), 643-653

FMI (2000). Manuel de Statistiques Monétaires et Financières [en ligne]. Washington : Fonds Monétaire International. 148 p. (page consultée le 19/08/2015)
http://ec.europa.eu/eurostat/ramon/statmanuals/files/monetary_financial_stat_manual_fr.pdf

FMI (2009). Manuel de la balance des paiements et de la position extérieure globale. Sixième édition. Washington : Fonds Monétaire International. 372 p. (page consultée le 19/08/2015)
https://www.imf.org/external/french/pubs/ft/bop/2007/bopman6f.pdf

Folke, C., Carpenter, S., Walker, B. et al. (2004). Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. *The Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, 557-581

Fondation 2019 (2013). La valorisation économique de l'environnement : problématiques et méthodes, un tour d'horizon [en ligne]. Rapport d'Evea pour la Fondation 2019. 44 p. (page consultée le 19/08/2015)
http://www.fondation-2019.fr/wp-content/uploads/2013/03/Tour-dhorizon_v1_mars2013.pdf

Freeman, A.M. (1993). The measurement of environmental and resource values. Theory and methods. Washington : Resources for the Future, 516 p.

Freeman, R.E. (1984). Strategic management: a stakeholder approach. Boston : Pitman. 275 p.

Friedman, M. (1970). The Social Responsibility of Business is to increase its profits. New York Times Magazine, September 13.

Fromageot, C., Leriche, H., Trommetter, M. dirs et al. (2013). La gestion de la biodiversité par les acteurs : de la prise de conscience à l'action. Paris : ORÉE et la Convention sur la diversité biologique, 300 p.

FSC (Forest Stewardship Council) (2012). Standard international FSC – Principes et Critères de Gestion forestière FSC. Réf : FSC-STD-01-001 V5-0 FR. 36 p.

FSC (Forest Stewardship Council) (2014a). Le Forest Stewardship Council – 20 ans de croissance. 12 p.

FSC (Forest Stewardship Council) (2014b). International Standard FSC – Indicateurs Génériques Internationaux FSC. Ref : FSC-STD-01-004 V1-0 FR (Version 2-0 pour consultation publique). 82 p.

FSC (Forest Stewardship Council) (2014c). Adaptation Nationale du Standard de Gestion Forestière Responsable FSC – Projet d'indicateurs FSC pour la France Métropolitaine (Version 1.0 de septembre 2014). 81 p.

FSC (Forest Stewardship Council) (2015). FSC International Standard – International Generic Indicators. Ref : FSC-STD-01-004 V1-0 EN (Final draft for final stakeholders review). 88 p.

Fujii, H., Iwata, K., Kaneko, S. et al. (2013). Corporate environmental and economic performance of Japanese manufacturing firms: empirical study for sustainable development. *Business Strategy and the Environment*, 22(3), 187-201

Galbraith, J. K. (1967). The new industrial state. Boston, MA : Houghton Mifflin. 443 p.

Gale, R.J. et Stokoe, P.K. (2001). Environmental Cost Accounting and Business Strategy. Dans : Madu, C. (ed). Handbook of Environmentally Conscious Manufacturing. Ville : Kluwer Academic Publishers, 119-136

Gascuel, D. (2009). L'approche écosystémique des pêches, une condition pour l'exploitation durable des océans. *POUR*, 202-203, 199-206

Gendron, C. (2003). Fondements d'une sociologie économique de l'environnement. *Ecologie & Politique*, 27 (1), 59-78

Gendron, C., Lapointe, A., Turcotte, M.-F. (2003). Codes de conduite et entreprise mondialisée : Quelle responsabilité sociale? Quelle régulation? *Les Cahiers de la chaire économie et humanisme (UQMA-ESG)*, 12, 22 p.

Gillon, Y., Chaboud, C., Boutrais, J. et al. eds (2000). Du bon usage des ressources renouvelables. Paris : IRD (Institut de Recherche et Développement), 471 p.

Gimenez, G., Casadesus, M., Valls, J. (2003). Using environmental management systems to increase firms' competitiveness. *Corporate Social Responsibility and Environmental Management*, 10 (2), 101-110

Godard, O. (2004). La pensée économique face à la question de l'environnement. *Cahier de l'Ecole polytechnique* [en ligne], 25 (page consultée le 17/08/2015) https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00242937/document

Godard, O. (2010). La discipline économique face à la crise de l'environnement : partie de la solution ou du problème? Dans : Touffut J.-P. (dir). Changement de Climat, changement d'économie ? Paris : Albin-Michel, 19-65

Gollop, F.M. et Roberts, M.J. (1983). Environmental Regulations and Productivity Growth: The Case of Fossil-Fueled Electric Power Generation. *Journal of Political Economy*, 91 (4), 654-674

Gomez, A. et Rodriguez, M.A. (2011). The effect of ISO 14001 certification on toxic emissions: an analysis of industrial facilities in the north of Spain. *Journal of Cleaner Production*, 19 (9-10), 1091-1095

Gomez-Baggethun, E., De Groot, R.S., Lomas, P.L. et al. (2010). The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics*, 69 (6), 1209-1218

Gond, J.-P., Mercier, S. (2004). Les théories des parties prenantes : une synthèse critique de la littérature. Colloque : 15ème Congrès de l'AGRH, UQAM, 01-04/09/2004, Montréal, 379-399.

Gray, R.H. (1992). Accounting and environmentalism: an exploration of the challenge of gently accounting for accountability, transparency and sustainability. *Accounting, Organisations and Society*, 17 (5), 399-425

Gray, R.H. (1994). Corporate Reporting for Sustainable Development: Accounting for Sustainability in 2000AD. *Environmental Values*, 3 (1), 17-45

Gray, W.B. et Shadbegian, R.J. (1998). Environmental Regulation Investment Timing, and Technology Choice. *Journal of Industrial Economics*, 46 (2), 235-256.

Greer, G., Kaye-Blake, W., Zellman, E., et al. (2008). Comparison of the financial performance of organic and conventional farms. *Journal of Organic Systems*, 3 (2), 18-28

GRI (Global Reporting Initiative) (2011). Approach for reporting on ecosystem services. Incorporating ecosystem servcies into an organization's performance disclosure [en ligne]. Amsterdam : Global Reporting Initiative. 41 p. (page consultée le 19/08/2015) https://www.globalreporting.org/resourcelibrary/Approach-for-reporting-on-ecosystem-services.pdf

GRI (Global Reporting Initiative) (2013). G4, lignes directrices pour le développement durable [en ligne]. Amsterdam : GRI, 93 p. (page consultée le 19/08/2015) https://www.globalreporting.org/standards/g4/Pages/default.aspx

Griffon, M. et Weber, J. (1996). La révolution doublement verte : économie et institutions. Séminaire International : Vers une révolution doublement verte, CIRAD, 8-9/11/1995, Poitiers, 6 p.

Groffman, P.M., Baron, J.B., Blett, T. (2006). Ecological Thresholds: The Key to Successful Environmental Management or an Important Concept with No Practical Application? *Ecosystems*, 9 (1), 1-13

Grolleau, G., Mzoughi, N., Thiébaut, L. (2004). Les instruments volontaires : un nouveau mode de régulation de l'environnement ? *Revue Internationale de Droit Economique*, 18 (4) 461-481

Grossman, G.M. et Krueger, A.B. (1993). Environmental Impacts of a North American Free Trade Agreement. Dans : Garber P.M. (ed). The Mexico- U.S. Free Trade Agreement. Cambridge : The MIT Press, 13-56

Grossman, G.M. et Krueger, A.B. (1995). Economic growth and the environment. *Quarterly Journal of Economics*, 110 (2), 353-377

Gunderson, L.H. (2000). Ecological resilience, in theory and application. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 31, 421-449

Gunderson, L.H. et Holling, C. eds (2002). Panarchy: understanding transformations in human and natural systems. Washington : Island Press, 507 p.

Gunningham, N., Kagan, R., Thornton, D. (2003). Shades of green. Stanford : Stanford University Press. 224 p.

Guyomard, H. dir (2013). Vers des agricultures à hautes performances – Volume 1 – Analyse des performances de l'agriculture biologique. Etude réalisée pour le Commissariat général à la stratégie et à la prospective. Paris : INRA. 368 p.

Hahn, R.W. (1989). Economic prescriptions for environmental problems: how the patient followed the doctor's orders. *Journal of Economic Perspectives*. 3(2), 95-114

Haines-Young, R.H. et Potschin, M.B. (2009). Methodologies for defining and assessing ecosystem services [en ligne]. Final Report for the Joint Nature Conservation Committee (contract n°C08-0170-0062). 69 p. (page consultée le 19/08/2015) http://www.nottingham.ac.uk/cem/pdf/JNCC_Review_Final_051109.pdf

Haines-Young, R.H. et Potschin, M.B. (2010a). Proposal for a common international classification of ecosystem goods and services (CICES) for integrated environmental and economic accounting, version 1 [en ligne]. Report for the European Environment Agency (contract n°EEA/BSS/07/007). 23 p. (page consultée le 19/08/2015) http://www.nottingham.ac.uk/cem/pdf/UNCEEA-5-7-Bk1.pdf

Haines-Young, R.H. et Potschin, M.B, (2010b). The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. Dans : Raffaelli, D.G. et Frid, C.L. (eds) : Ecosystem ecology: a new synthesis. Cambridge : Cambridge University Press, 110-139

Haines-Young, R.H. et Potschin, M.B. (2013). Common International Classification of Ecosystem Services (CICES), version 4 for consultation [en ligne]. Report for European Environment Agency (contrat n°EEA/IEA/09/003). 19 p. (page consultée le 19/08/2015) http://test.matth.eu/content/uploads/sites/8/2012/07/CICES-V43_Revised-Final_Report_29012013.pdf

Hamaide, B., Faucheux, S., Neven, M. et al. (2012). Croissance et environnement : la pensée et les faits. *Reflets et perspectives de la vie économique*, 4/2012 (Tome LI), 9-24

Hanson, C., Ranganathan, J., Iceland, C. et al. (2008). Évaluation des services rendus par les écosystèmes aux entreprises [en ligne]. World Resources Institute - Meridian Institute - WBCSD, 73 p. (page consultée le 19/08/2015)
http://www.wri.org/publication/corporate-ecosystem-services-review

Harribey, J.-M. (1997). La prise en compte des ressources naturelles dans le modèle néo-classique d'équilibre général : éléments de critique. *Economies et sociétés*, 35 (4), 57-70

Harribey, J.-M. (2002). Le développement durable est-il soutenable ? Séminaire : Séminaire de l'OFCE, 18/06/2002, 27 p.

Harrington, R., Anton, C., Dawson, T., (2010). Ecosystem services and biodiversity conservation: concepts and a glossary. *Biodiversity and Conservation*, 19 (10), 2773-2790

Hartsfield, A. et Ostermeier, D. (2003). The view from FSC-certified land managers. *Journal of Forestry*, 101 (8), 32-36

Hartwick, J.M. (1977). Intergenerational equity and the Investing of Rents from Exhaustible Resources. *The American Economic Review*, 67 (5), 972-974

He, W., Liu, C., Lu, J. et al. (2015). Impacts of ISO 14001 adoption on firm performance: evidence from China. *China Economic Review*, 32, 43-56

Heal, G. (1998). Valuing the future: economic theory and sustainability. New York : Columbia University Press. 224 p.

Hejnowicz, A.P., Raffaelli, D.G., Rudd, M.A. et al. (2014). Evaluating the outcomes of payments for ecosystem services programs using a capital asset framework. *Ecosystem Services*, 9, 83-97

Henry, C. (1987). Affrontement ou connivence : la nature, l'ingénieur et le contribuable. Ecole Polytechnique, Laboratoire d'économétrie. 176 p.

Heras-Saizarbitoria, I. et Boiral, O. (2013). ISO 9001 and ISO 14001: towards a research agenda on management system standards. *International Journal of Management Reviews*, 15 (1), 47-65

Heras-Saizarbitoria, I., Molina-Azorín, J.F., Dick, G.P. (2011). ISO 14001 certification and financial performance: selection-effect versus treatment-effect. *Journal of Cleaner Production*, 19 (1), 1-12

Hertin, J., Berkhout, F., Wagner, M. et al. (2008). Are EMS environmentally effective? The link between environmental management systems and environmental performance in European companies. *Journal of Environmental Planning and Management*, 51 (2), 259-283

Holling, C.S. (1973). Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4, 1-23

Holling, C.S. ed. (1978). Adaptive environmental assessment and management. London : Wiley. 377 p.

Horvathova, E. (2012). The Impact of Environmental Performance on Firm Performance: Short-Term Costs and Long-Term Benefits? *Ecological Economics*, 84, 91-97

Hotelling, H. (1931). The Economics of Exhaustible Resources. *Journal of Political Economy*, 39 (2), 137-175

Houdet, J. (2008). Intégrer la biodiversité dans les stratégies des entreprises, le bilan biodiversité des organisations [en ligne]. Paris : Orée. 393p. (page consultée le 19/08/2015) http://www.natureparif.fr/attachments/143_Guide_oree_et_frb.pdf

Houdet, J. (2010). Entreprises, biodiversité et services écosystémiques, quelles interactions et stratégies ? Quelles comptabilités ? [en ligne]. Thèse de doctorat : Sciences de gestion. Paris : AgroParisTech, 342p. Disponible sur : https://tel.archives-ouvertes.fr/pastel-00531612/file/ThA_se_JHoudet_2510.pdf (page consultée le 17/08/2015)

Houdet, J. 2012. Le bilan biodiversité, une méthodologie pour intégrer la nature dans votre comptabilité. Natureparif. Paris : Victoires Editions. 177 p.

Howes, R. (2002). Environmental cost accounting: an introduction and practical guide. London : Chartered Institute of Management Accountants. 89 p.

Hueting, R., Bosch, P. De Boer, B. (1992). Methodology for the calculation of Sustainable National Income. Netherlands Central Statistical Office, Statistical Essays M44. 's-Gravenhage : SDU, 64 p.

Huggett, A.J. (2005). The concept and utility of "ecological thresholds" in biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 124, 301-310

Hui, I.K., Chan, A.H., Pun K.F. (2001). A study of the environmental management system implementation practices. *Journal of Cleaner Production*, 9 (3), 269-276

Huitema, D., Mostert, E., Egas, W. et al. (2009). Adaptive water governance: assessing the institutional prescriptions of adaptive (co-)management from a governance perspective and defining a research agenda. *Ecology and Society* [en ligne], 14 (1):26 (page consultée le 18/08/2015)
http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss1/art26/

Huizing, A. et Dekker, C. (1992). Helping to pull our planet out of the red: an environment report of BSO/Origin. *Accounting, Organizations and Society*, 17 (5), 449-458

Humphries, S. et Kainer, K. (2006). Local perceptions of forest certification for community-based enterprises. *Forest Ecology and Management*, 235 (1-3), 30-43

IDEA (Indicateur de Durabilité des Exploitations Agricoles) (2008). Document d'enquête IDEA, Observations-Calculs-Résultats [en ligne]. 21 p. (page consultée le 19/08/2015)
http://www.idea.chlorofil.fr/fileadmin/documents/Outils_d_application/Document_d_enquete_IDEA_V3EC.1.doc

IFOAM (International Federation of Organic Agriculture Movements) (2008). Definition of Organic Agriculture [en ligne]. 1 p. (page consultée le 24/08/2015) http://infohub.ifoam.org/sites/default/files/page/files/doa_french.pdf

Inoue, E., Arimura, T.H., Nakano, M. (2013). A new insight into environmental innovation: does the maturity of environmental management systems matter? *Ecological Economics*, 94, 156-163

ISO (International Organization for Standardization) (2004). Système de management environnemental : spécifications et lignes directrices pour son utilisation. Réf : EN ISO 14001 – v. 2004 et 1996. 23 p.

ISO (International Organization for Standardization) (2009). La famille ISO 14000 des normes internationales pour le management environnemental [en ligne]. Genève : Organisation Internationale de normalisation. 11 p. (page consultée le 24/08/2015) http://www.iso.org/iso/fr/theiso14000family_2009.pdf

ISO (International Organization for Standardization) (2010). Norme européenne NF EN ISO 14004. Systèmes de management environnemental – Lignes directrices générales concernant les principes, les systèmes et les techniques de mise en œuvre. Association Française de Normalisation (AFNOR). La Plaine Saint-Denis : Association Française de Normalisation (AFNOR). 44 p.

ISO (International Organization for Standardization) (2013). The ISO Survey of Management System Standard Certifications (1999-2013) [en ligne]. (page consultée le 28/05/2015) http://www.iso.org/iso/iso-survey_2013.zip

Jackson, L., Van Noordwijk, M., Bengtsson, J. et al. (2010). Biodiversity and agricultural sustainagility: from assessment to adaptive management. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2, 80-87

Jacobs, B.W., Singhal, V.R., Subramanian, R. (2010). An empirical investigation of environmental performance and the market value of the firm. *Journal of Operations Management*, 28 (5), 430-441

Jaffe, A.B., Peterson, S.R., Portney, P.R. et al. (1995). Environmental regulation and the competitiveness of U.S. manufacturing: what does the evidence tell us? *Journal of Economic Literature*, 33 (1), 132-63

Jaffe, A.B. et Palmer, K. (1997). Environmental regulation and innovation: a panel data study. *Review of economics and statistics*, 79 (4), 610-619

Jauneau, J-C. et Roque, O. (1999). Quel mode de calcul pour les primes agri-environnementales ? De l'expérience des MAE aux questions soulevées par les CTE. *Courrier de l'environnement*, 36, 53-65

Jax, K. (2014). Thresholds, tipping points and limits [en ligne]. Dans : Potschin, M. et Jax K. (eds). OpenNESS Reference Book (contrat n°308428). 4 p. (page consultée le 19/08/2015) http://www.openness-project.eu/sites/default/files/SP_Thresholds.pdf

Jenkins, W.A., Murray, B.C., Kramer, R.A., et al. (2010). Valuing ecosystem services from wetlands restoration in the Mississippi Alluvial Valley. *Ecological Economics*, 69(5), 1051-1061

Jiang, R.J., et Bansal, P. (2003). Seeing the need for ISO 14001. *Journal of Management Studies*, 40 (4), 1047-1067

Johansson, J. et Lidestav, G. (2011). Can voluntary standards regulate forestry? Assessing the environmental impacts of forest certification in Sweden. *Forest Policy and Economics*, 13 (3), 191-198

Johnson, C.J. (2013). Identifying ecological thresholds for regulating human activity: effective conservation or wishful thinking? *Biological Conservation*, 168, 57-65

Johnson, P. (2011). Le mouvement du commerce équitable et la Convention sur la Diversité Biologique. *Revue Ethique et Economie*, 8 (2), 67-91

Johnstone, N., Glachant, M., Serravalle, C. et al. (2007). Many a slip twixt the cup and the lip: direct and indirect public policy incentives to improve corporate environmental performance. Dans : Johnstone, N. (ed). Environmental policy and corporate behaviour. Cheltenham : Edward Elgar, 88-141

Johnstone, N., Hascic, I., Popp, D. (2010). Renewable energy policies and technological innovation: evidence based on patent counts. *Environmental and resource economics*, 45 (1), 133-155

JORF (Journal officiel de la République française), 2001. Loi n°2001-420 du 15 mai 2001 relative aux nouvelles régulations économiques [en ligne]. JORF n°113 du 16 mai 2001, page 7776, texte n°2. NOR : ECOX0000021L. (page consultée le 25/05/2015) http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000223114&categorieLien=id

JORF (Journal officiel de la République française), 2002. Décret n°2002-221 du 20 février 2002 pris pour l'application de l'article L.225-102-1 du code de commerce et modifiant le décret n°67-236 du 23 mars 1967 sur les sociétés commerciales [en ligne]. JORF n°44 du 21 février 2002, page 3360, texte n°16. NOR: JUSC0220073D. (page consultée le 25/05/2015) http://www.legifrance.gouv.fr/eli/decret/2002/2/20/JUSC0220073D/jo/texte

JORF (Journal officiel de la République française), 2010. Loi n°2010-788 du 12 juillet 2010 portant engagement national pour l'environnement [en ligne]. JORF n°0160 du 13 juillet 2010, page 12905, texte n°1. NOR: DEVX0822225L. (page consultée le 25/05/2015) http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000022470434&categorieLien=id

JORF (Journal officiel de la République française), 2012. Décret n°2012-557 du 24 avril 2012 relatif aux obligations de transparence des entreprises en matière sociale et environnementale [en ligne]. JORF n°0099 du 26 avril 2012, page 7439, texte n°18. NOR: JUSC1023113D. (page consultée le 25/05/2015) http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000025746900&categorieLien=id

Karp, D.R. et Gaulding, C.L. (1995). Motivational underpinnings of command-and-control, market based, and voluntarist environmental eolicies. *Human Relations*, 48 (5), 439-465

Karsenty, A., Sembrés, T., Perrot-Maître, D. (2009). Paiements pour services environnementaux et pays du Sud : la conservation de la nature rattrapée par le développement ? Séminaire : Troisièmes journées de recherches en sciences sociales, INRA SFER CIRAD, 9-10-11/12/2009, Montpellier, 20 p.

Kennett, S. (2006). From science-based thresholds to regulatory limits: implementation issues for cumulative effects management [en ligne]. Report for Environment Canada, Northern Division. 23 p. (page consultée le 19/08/2015)
http://www.alces.ca/references/download/34/Science-Based-Threshold-to-Regulatory-Limits.pdf

Kering (2015). Compte de résultat environnemental de Kering (EP&L), méthodologie et résultats groupe 2013 [en ligne]. Paris : Kering, 99 p. (page consultée le 19/08/2015)
http://www.kering.com/fr/dev-durable/epl

Khanna, M. (2001). Non-mandatory approaches to environmental protection. *Journal of Economic Surveys*, 15 (3), 291-324

King, A.A., Lenox, M.J., Terlaak, A. (2005). The strategic use of decentralized institutions: exploring certification with the ISO 14001 management standard. *Academy of Management Journal*, 48 (6), 1091-1106

Kingsford, R.T. et Biggs, H.C. (2012). Strategic adaptive management (SAM), guidelines for effective conservation of freshwater ecosystems [en ligne]. Sydney : IUCN WCPA Freshwater Taskforce, Australian Wetlands and Rivers Centre, 41 p. (page consultée le 19/08/2015)
https://www.ecosystem.unsw.edu.au/content/strategic-adaptive-management-guidelines-for-effective-conservation-of-freshwater-ecosystems-in-and-around-protected-areas-of-the-world

Kingsford, R.T., Biggs, H.C., Pollard, S.R. (2011). Strategic Adaptive Management in freshwater protected areas and their rivers. *Biological Conservation*, 144 (4), 1194-1203

Kotchen, M. et Van't Veld, K. (2009). An economics perspective on treating voluntary programs as clubs. Dans : Potoski, M. et Prakash, A. (eds). Voluntary programs: a club theory perspective. Cambridge : MIT Press, 67-86

Krausman, P.R., Harris, L.K. eds (2011). Cumulative Effects in Wildlife Management: Impact Mitigation. Boca Raton : CRC Press. 274 p.

Kremen, C. (2005). Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecology Letters*, 8 (5), 468-479

Krewitt, W. (2002). External costs of energy: Do the answers match the questions? Looking back at 10 years of ExternE. *Energy Policy*, 30 (1), 839-848

Krut, R. et Gleckman, H. (1998). ISO 14001: a missed opportunity for sustainable global industrial development. London : Earthscan. 192 p.

Kuznets, S. (1955). Economic growth and income inequality. *American Economic Review*, 45 (1), 1-28

Lackey, R.T. (1998). Seven pillars of ecosystem management. *Landscape and Urban Planning*,
40 (1-3), 21-30

Lamberton, G. (2005). Sustainability accounting, a brief history and conceptual framework. *Accounting Forum*, 29 (1), 7-26

Landais, E. (1998). Agriculture durable : les fondements d'un nouveau contrat social. *Courrier de l'Environnement*, 33, 5-22

Landrieux-Kartochian, S. (2013). Théorie des organisations. Paris : Gualino. 181 p.

Lanoie, P., Laurent-Lucchetti, J., Johnstone, N. (2011). Environmental policy, innovation and performance: new insights on the Porter Hypothesis. *Journal of Economics & Management Strategy*, 20 (3), 803-842

Laperche, B. (2008). La responsabilité sociale de l'entreprise et le profit, pour une approche renouvelée de l'entreprise. *Cahiers du Laboratoire RII*, 199, 21 p.

Laperche, B. et Uzunidis D. (2011). Responsabilité sociale et profit, repenser les objectifs de l'entreprise. *La Revue des Sciences de Gestion* [en ligne], 247-248 (1), p. 111-120 (page consultée le 04/08/2015)
http://www.cairn.info/revue-des-sciences-de-gestion-2011-1-page-111.htm

Larrieu, L. et Gonin, P. (2008). L'indice de Biodiversité Potentielle (IBP) : une méthode simple et rapide pour évaluer la biodiversité potentielle des peuplements forestiers. *Revue Forestière Française*, n°06-2008, 727-748

Latruffe, L., Desjeux, Y., Nauges, C. et al. (2013). Performances économiques. Dans : Guyomard, H. (dir). Vers des agricultures à hautes performances – Volume 1 – Analyse des performances de l'agriculture biologique. Etude réalisée pour le Commissariat général à la stratégie et à la prospective. Paris : INRA, 71-93

Laurans, Y., Lemenager, N., Aoubid, S. (2011). Les paiements pour services environnementaux : de la théorie à la mise en œuvre, quelles perspectives pour les pays en développement ? Paris : AFD. 215 p.

Lee, R.G. (1999). Appraising adaptive management. *Conservation Ecology* [en ligne] 3 (2) : 3 (page consultée le 18/08/2015)
http://www.consecol.org/vol3/iss2/art3/

Lee, Y.C., Hu, J.L., Ko, J.K. (2008). The effect of ISO certification on managerial efficiency and financial performance: an empirical study of manufacturing firms. *International Journal of Management*, 25 (1), 166-174

Leopold, A. (1949). A sand county almanac. Oxford : Oxford University Press. 240 p.

Levrel, H. (2006). Biodiversité et développement durable : quels indicateurs ? [en ligne] Thèse de doctorat : Economies et finances. Paris : Ecole des Hautes Etudes en Sciences

Sociales, 406 p. Disponible sur : https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00128430/document (page consultée le 17/08/2015)

Levrel, H. (2007). Quels indicateurs pour la gestion de la biodiversité ? Paris : Les Cahiers de l'Institut français de la biodiversité. 96 p.

Levrel, H., Hay, J., Bas, A., et al. (2012). Coût d'opportunité vs. coût du maintien des potentialités écologiques : deux indicateurs économiques pour mesurer le coût de l'érosion de la biodiversité. *Natures Sciences Sociétés*, 20 (1), 16-29

Lin, B.B. (2011). Resilience in agriculture through crop diversification: adaptive management for environmental change. *BioScience*, 61 (3), 183-193

Lin, Y.L. et Liu, T.Y. (2011). Financial performance in Taiwan's ISO14001 environmental management systems (EMS). *African Journal of Business Management*, 5 (22), 8952-8960

Lo, C.K., Yeung, A.C., Cheng, T.C. (2010). The economic impact of ISO 14000: some preliminary findings. Conference : Fourth international conference on operations and supply chain management, 25-31/07/2010, Hong Kong and Guangzhou, 945-950

Lo, C.K., Yeung, A.C., Cheng, T.C. (2012). The impact of environmental management systems on financial performance in fashion and textiles industries. *International Journal of Production Economics*, 135 (2), 561-567

Lohman, L. ed. (2006). Carbon trading: a critical conversation on climate change, privatisation and power. Uppsala : Dag Hammarskjold Foundation. 362 p.

Lundgren, T. (2003). A real options approach to abatement investments and green goodwill. *Environmental and Resource Economics*, 25 (1), 17-31

Lyon, T.P. et Maxwell, J.W. (2003). Self-regulation, taxation and public voluntary environmental agreements. *Journal of Public Economics*, 87 (7-8), 1453-1486

MAAPRAT et IFN (Ministère de l'agriculture, de l'alimentation, de la pêche, de la ruralité et de l'aménagement du territoire et Inventaire Forestier National) (2010). Indicateurs de gestion durable des forêts françaises métropolitaines – Edition 2010. Nogent-sur-Vernisson : Inventaire forestier national ; Paris : Ministère de l'agriculture, de l'alimentation, de la pêche, de la ruralité et de l'aménagement du territoire. 200 p.

March, J.G. et Simon, H.A. (1993). Organizations. Oxford : Wiley-Blackwell. 300 p. (2ème edition, édition originale : 1958)

Maris, V. (2014). Nature à vendre. Les limites des services écosystémiques. Versailles : Quae. 96p.

Markopoulos, M. (2003). The role of certification in community based forest enterprise. Dans Medinger, E., Elliot, C., Oesten, G. (eds). Social and political dimensions of forest certification. Fortsbuch : Rebagen Oberwinter, 105-131

Marsh, G.P. (1864). Man and Nature: or, physical geography as modified by human action. New York : Scribner. 560 p.

Martin, J., Runge, M.C., Nichols, J.D. et al. (2009). Structured decision making as a conceptual framework to identify thresholds for conservation and management. *Ecological Applications*, 19 (5), 1079-1090

Martin, S. (2004). The cost of restoration as a way of defining resilience: a viability approach applied to a model of lake eutrophication. *Ecology and Society* [en ligne], 9 (2):8, (page consultée le 18/08/2015)
http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss2/art8/print.pdf

Martin, S. (2005). La résilience dans les modèles de systèmes écologiques et sociaux [en ligne]. Thèse de doctorat : Mathématiques appliquées. Cachan : Ecole Normale Supérieure, 193 p. Disponible sur : https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00135007/document (page consultée le 17/08/2015)

Mathevet, R. Thompson, J., Delanoë, O. et al. (2010). La solidarité écologique : un nouveau concept pour une gestion intégrée des parcs nationaux et des territoires. *Natures Sciences Sociétés*, 18, 424-433

Mathevet, R. et Bousquet, F. (2014). Résilience et environnement, penser les changements socio-écologiques. Paris : Buchet Chastel. 163 p.

Mathews, M. R. (1993). Socially Responsible Accounting. London : Chapman and Hall. 250 p.

May, R.M. (1977). Thresholds and breakpoints in ecosystems with a multiplicity of stable states. *Nature*, 269, 471-477

McDaniel, J. (2003). Community-based forestry and timber certification in southeast Bolivia. *Small-scale Forest Economics, Management and Policy*, 2 (3), 327-341

McNeill, C. et Shei, P. (2002). A framework for action on biodiversity and ecosystem management. Colloque : World Summit on Sustainable Developpement, Water-Energy-Health-Biodiversity Working Group, United Nations, 26/08/2002-04/09/2002, Johannesburg.

MEA (Millenium Ecosystem Assessment) (2003). Ecosystems and human well-being: a framework for assessment. Washington : Island Press. 245 p.

MEA (Millennium Ecosystem Assessment) (2005a). Ecosystems and human well-being: current state and trends. Washington : Island Press. 917 p.

MEA (Millennium Ecosystem Assessment) (2005b). Rapport de synthèse de l'Evaluation des Ecosystèmes pour le Millénaire – Version provisoire finale destinée à la revue pour impression [en ligne]. 59 p. (page consultée le 25/01/2015)
http://www.millenniumassessment.org/documents/document.447.aspx.pdf

MEA (Millennium Ecosystem Assessment) (2005d). Ecosystems and Human Well-being: Opportunities and Challenges for Business and Industry. Washington : Island Press. 36 p.

MEA (Millennium Ecosystem Assessment) (2005e). Business Industry Sector Perspectives on the Findings of the Millennium Ecosystem Assessment. 21p.

MEB (Mission Economie de la Biodiversité) (2014a). Les Paiements pour Préservation des Services Ecosystémiques comme outil de conservation de la biodiversité – Cadres conceptuels et défis opérationnels pour l'action [en ligne]. Mission Economie de la Biodiversité – CDC Biodiversité. Les Cahiers de Biodiv'2050 n°1. 26 p. (page consultée le 24/08/2015) http://www.mission-economie-biodiversite.com/downloads/COMPRENDRE-N1-WEB_c

MEB (Mission Economie de la Biodiversité) (2014b). Du Sud au Nord : regards croisés sur les Paiements pour Services Environnementaux – Synthèse des débats de l'atelier international PESMIX. Mission Economie de la Biodiversité – CDC Biodiversité. Les Cahiers de Biodiv'2050 n°2. 22 p. (page consultée le 24/08/2015) http://www.mission-economie-biodiversite.com/downloads/INITIATIVES_N2_FR_BD?utm_campaign=Iniatiative_n2&utm_source=NL&utm_medium=NL

MEB (Mission Economie de la Biodiversité), Humanité & Biodiversité, FNH (Fondation Nicolas Hulot) (2014). Droits réels au profit de la biodiversité : Comment le droit peut-il contribuer à la mise en œuvre des paiements pour services environnementaux ? [en ligne]. Mission Economie de la Biodiversité MEB, Humanité & Biodiversité, Fondation Nicolas Hulot pour la Nature et l'Homme. (page consultée le 24/08/2015) http://www.mission-economie-biodiversite.com/downloads/COPUBLICATION_WEB_c

MEDAD (Ministère de l'Ecologie, du Développement et de l'Aménagement Durables) (2003). Stratégie nationale pour la biodiversité : état des lieux. Rapport d'experts, 54 p.

Melnyk, S.A., Sroufe, R.P., Calantone, R. (2003). Assessing the impact of environmental management systems on corporate and environmental performance. *Journal of Operations Management*, 21 (3), 329-351

Méral, P. (2012). Le concept de service écosystémique en économie : origine et tendances récentes. *Natures Sciences Sociétés*, 20 (1), 3-15

Métrot, F. (2005). Développement durable et entreprise responsable : formation des politiques de développement durable et cohérence des stratégies. Séminaire : Journées Développement Durable, AIMS (Association Internationale de Management Stratégique), 11/05/2005, Aix-en-Provence, 27 p.

Micoud, A. (2005). La biodiversité est-elle encore naturelle ? *Ecologie & Politique* [en ligne], 30, 17-25 (page consultée le 18/08/2015) http://www.ecologie-et-politique.info/IMG/pdf/30-La-biodiversite-est-elle-encore-naturelle.pdf

Mintzberg, H. (1982). Structure et dynamique des organisations. Paris : Editions d'Organisation. 440 p.

Monkkonen, M. et Reunanen, P. (1999). On critical thresholds in landscape connectivity: a management perspective. *Oikos*, 84 (2), 302-305

Montabon, F., Melnyk, S.A., Sroufe, R. et al. (2000). ISO 14000: assessing its perceived impact on corporate performance. *Journal of Supply Chain Management*, 36 (2), 4-16

Mooney, H.A. et Ehrlich, P.R. (1997). Ecosystem services: a fragmentary history. Dans : Daily, G.C. (ed). Nature's services: societal dependence on natural ecosystems. Washington : Island Press, 11-19

Moroncini, A. (1998). Stratégie environnementale des entreprises. Lausanne : Presses polytechniques et universitaires romandes. 191 p.

MSC (Marine Stewardship Council) (2010). MSC fishery standard: principles and criteria for sustainable fishing – Version 1.1 [en ligne]. 8 p. (page consultée le 24/08/2015) https://www.msc.org/documents/scheme-documents/msc-standards/MSC_environmental_standard_for_sustainable_fishing.pdf/at_download/file

Muradian, R., Corbera, E., Pascual, U. et al. (2010). Reconciling theory and practice: an alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. *Ecological Economics*, 69, 1202-1208

Mzoughi, N. (2005). Analyse économique des approches volontaires de régulation de l'environnement [en ligne]. Thèse de doctorat : Sciences économiques. Dijon : Université de Dijon, 220 p. Disponible sur :
https://halshs.archives-ouvertes.fr/tel-00011283/document (page consultée le 19/08/2015)

Mzoughi, N. et Grolleau, G. (2005). La norme ISO 14001 : un moyen de protection de l'environnement ou une arme concurrentielle ? Working Paper UMR CESAER (version du 16/05/2005) [en ligne], n°2005/8, 22 p. (page consultée le 19/08/2015)
http://www2.dijon.inra.fr/cesaer/wp-content/uploads/2012/11/WP2005_8.pdf

Naeem, S., Chapin, F.S., Costanza, R. et al. (1999). Biodiversity and ecosystem functioning: maintaining natural life support processes. *Issues in Ecology* (*Ecological Society of America)*, 4, 11 p.

Naeem, S., Ingram, J.C., Varga, A. et al. (2015). Get the science right when paying for nature's services, few projects adequately address design and evaluation. *Science*, 347 (6227), 1206-1207

Naess, A. (1973). The shallow and the deep, long-range ecology movement: a summary. *Inquiry*, 16 (1), 95-100

Nahlik, A.M., Kentula, M.E., Fennessy, M.S. et al. (2012). Where is the consensus? A proposed foundation for moving ecosystem service concepts into practice. *Ecological Economics*, 77, 27-35

Nations Unies (1992). Convention sur la Diversité Biologique [en ligne]. 30 p. (page consultée le 06/01/2015)
https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-fr.pdf

Nawrocka, D. et Parker, T. (2009). Finding the connection: environmental management systems and environmental performance. *Journal of Cleaner Production*, 17 (6), 601-607

Nellemann, C. et Corcoran, E. eds (2010). Dead Planet, Living Planet - Biodiversity and Ecosystem Restoration for Sustainable Development. A Rapid Response Assessment [en ligne]. United Nations Environment Programme, GRID-Arendal. 109 p. (page consultée le 19/08/2015)
http://www.unep.org/pdf/RRAecosystems_screen.pdf

Nelson, R.A., Tietenberg, T., Donihue, M.R. (1993). Differential environmental regulation: effects on electric utility capital turnover and emissions. *Review of Economics and Statistics*, 75 (2), 368-373

Nelson, E., Mendoza, G. Regetz, J. (2009). Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(1), 4-11

Nemes, N. (2009). Comparative analysis of organic and non-organic farming systems: A critical assessment of farm profitability [en ligne]. FAO, Natural Resources Management and Environment Department. 33 p. (page consultée le 24/08/2015)
http://www.fao.org/3/a-ak355e.pdf

Newbold, J. (2006). Chile's environmental momentum: ISO 14001 and the large-scale mining industry – Case studies from the state and private sector. *Journal of Cleaner Production*, 14 (3), 248-261

Niggli, U., Earley, J., Ogorzalek, K. (2007). Organic agriculture and the environmental stability of food supply. Colloque : International Conference on Organic Agriculture and Food Security, FAO, 1-5/05/2007, Rome, 21p.

Nishitani, K. (2011). An empirical analysis of the effects on firms' economic performance of implementing environmental management systems. *Environmental and Resource Economics*, 48 (4), 569-586

Nishitani, K., Kaneko, S., Fujii, H. et al. (2012). Are firms' voluntary environmental management activities beneficial for the environment and business? An empirical study focusing on Japanese manufacturing firms. *Journal of Environmental Management*, 105, 121-130

Nogatchewsky, G. et Pezet, A. (2011). L'état des entreprises 2012. Paris : La Découverte. 128 p. – (Repères)

Norgaard, R.B. et Bode, C. (1998). Next, the value of God, and other reactions. *Ecological Economics*, 25 (1), 37-39

Novo Nordisk, (2014). Novo Nordisk's environmental profit and loss account [en ligne]. Copenhagen : The Danish Environmental Protection Agency. 31 p. (page consultée le 19/08/2015)
http://www.trucost.com/published-research/122/Novo-Nordisk-Environmental_Profit_and_Loss

OCDE (1997). Evaluating economic instruments for environmental policy. Paris : Editions de l'OCDE. Paris. 144 p.

OCDE (1999). Les approches volontaires dans les politiques de l'environnement : analyse et évaluation. Paris : Editions de l'OCDE. 163 p.

OCDE (2003). Les approches volontaires dans les politiques de l'environnement: efficacité et combinaison avec d'autres instruments d'intervention. Paris : les Editions de l'OCDE. 161 p.

OCDE (2014). Panorama des administrations publiques 2013 [en ligne]. Paris : Éditions OCDE. 207 p. (page consultée le 02/08/2015)
http://dx.doi.org/10.1787/gov_glance-2013-fr

Offermann, F. et Nieberg, H. (2000). Economic performance of organic farms in Europe. Stuttgart : University of Hohenheim, Department of Farm Economics. 198 p.

Ollagnon, H. (1989). Une approche patrimoniale de la qualité du milieu naturel. Dans : Mathieu, N. et Jollivet, M. (dirs). Du rural à l'environnement : la question de la nature aujourd'hui. Paris : L'Harmattan, 258-268

Olson, D.M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E.D., et al. (2001). Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on Earth. *Bioscience*, 51 (11), 933-938

OREE (2014). Deuxième année d'application du dispositif français de reporting extra-financier, bilan et perspectives [en ligne]. Rapport réalisé avec le soutien du Ministère de l'Ecologie, du Développement durable et de l'Energie. 105 p. (page consultée le 19/08/2015) http://www.oree.org/_script/ntsp-document-file_download.php?document_id=3363

Ortiz, M. et Wolff, M. (2002). Dynamical simulation of mass-balance trophic models for benthic communities of north-central Chile: assessment of resilience time under alternative management scenarios. *Ecological Modelling*, 148, 277-291

Parlement européen et Conseil de l'Union européenne (2009). Règlement CE n°1221/2009 du Parlement européen et du Conseil du 25 novembre 2009 concernant la participation volontaire des organisations à un système communautaire de management environnemental et d'audit (EMAS) [en ligne]. 45 p. (page consultée le 11/02/2015) http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32009R1221&from=FR

Parlement européen et Conseil de l'Union européenne (2010). Règlement CE n°66/2010 du Parlement européen et du Conseil du 25 novembre 2009 établissant le label écologique de l'UE [en ligne]. 19 p. (page consultée le 12/02/2015) http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2010:027:0001:0019:fr:PDF

Parlement européen et Conseil de l'Union européenne (2014). Règlement CE n°538/2014 du Parlement européen et du Conseil du 16 avril 2014 modifiant le règlement n°691/2011 relatif aux comptes économiques européens de l'environnement [en ligne]. 12 p. (page consultée le 15/05/2015) http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32014R0538&from=FR

Parsons, T. (1964). Social structure and personality. New York : Free Press. 376 p.

Passet, R. (1979). L'économique et le vivant. Paris : Payot. 287 p.

Passet, R. (1990). L'économie: des choses mortes au vivant. *Encyclopædia Universalis, Symposium*, Les enjeux volume 2, 1386-1397

Pattanayak, S.K., Wunder, S., Ferraro, P.J. (2010). Show me the money: do payments supply environmental services in developing countries? Colloque : Environmental quality and economic development, *Review of Environmental Economics and Policy*, 4 (2), 254-274

Pattberg, P.H. (2005). The Forest Stewardship Council: risk and potential of private forest governance. *The Journal of Environment & Development*, 14 (3), 356-374

Patterson, T.M. (2011). Ecosystem Services. Dans : John Wiley & Sons (eds). Encyclopedia of Life Sciences (eLS). Chichester, 6 p.

Paulraj, A. et De Jong, P. (2011). The effect of ISO 14001 certification announcements on stock performance. *International Journal of Operations and Production Management*, 31 (7), 765-788

Pave, A. (1994). Modélisation en Biologie et en Ecologie. Lyon : Aléas. 559 p.

Pearce, D.W. (1976). The Limits of Cost Benefit Analysis as a Guide to Environmental Policy. *Kyklos*, 29 (1), 97-112

Pearce, D.W. et Turner, R.K. (1990). Economics of natural resources and the environment. Baltimore : Johns Hopkins University Press. 378 p.

PEFC (Program for the Endorsement of Forest Certification schemes) (2014). Dossier de presse [en ligne]. Service de presse PEFC France. 17 p. (page consultée le 24/08/2015) http://www.pefc-france.org/media/pefc_dossier_de_presse_g_n_raliste_novembre_2014.pdf

Peiro-Signes, A., Segarra-Ona, M., Mondejar-Jimenez, J. et al. (2013). Analysis of the impact of ISO 14001 in the economic variables of the Spanish ceramic tile industry's companies. *Boletin Sociedad Espanola de Ceramica y Vidrio*, 52 (1), 15-24

Perrot-Maître, D. (2006). The Vittel payments for ecosystem services: a “perfect” PES case? London : International Institute for Environment and Development. 24 p.

Persais, E. (2004). Les rapports sociétaux. Enjeux et limites. *Revue française de Gestion*, 30 (152), 167-197

Pigou, A.C. (2002). The Economics of Welfare. New Brunswick : Transaction Publishers. 876 p. (Edition originale : 1920)

Pimm, S.L. (1984). The complexity and stability of ecosystems. *Nature*, 307, 321-326

Pirard, R. et Billé, R. (2011). Paiements pour services environnementaux – de la théorie à la pratique en Indonesie. *VertigO* [en ligne], 11 (1) (page consultée le 19/08/2015) http://vertigo.revues.org/10746

Pluvinage, J. (2015). L’exploitation agricole entre famille et entreprise, 60 ans de débats et d’itinéraire de recherche personnel. Dans : Gasselin, P., Choisis, J.-P., Petit, S., et al. (coord). L'agriculture en famille : travailler, réinventer, transmettre. Les Ulis : EDP Sciences, 25-44

Podsakoff, P.M. et Organ, D.W. (1986). Self-reports in organizational research: problems and prospects. *Journal of Management*, 12 (4), 531-544.

Podsakoff, P.M., Mackenzie, S.B., Lee, J.Y. et al. (2003). Common method biases in behavioral research: a critical review of the literature and recommended remedies. *Journal of Applied Psychology*, 88 (5), 879-903

Porras, I., Grieg-Gran, M., Neves, N. (2008). All that glitters: a review of payments for watershed services in developing countries. London : International Institute for Environment and Development (Natural Resource Issues 11). 130 p.

Porter, M.E. (1991). America’s Green Strategy. *Scientific American*, 264 (4), 168-179

Porter, M.E. et Van Der Linde, C. (1995). Toward a new conception of the environment-competitiveness relationship. *Journal of Economic Perspectives*, 9 (4), 97-118

Post, D.M., Doyle, M.W., Sabo, J.L. et al. (2007). The problem of boundaries in defining ecosystems: a potential landmine for uniting geomorphology and ecology. *Geomorphology*, 89 (1-2), 111-126

Potoski, M. et Prakash, A. (2005). Covenants with weak swords: ISO 14001 and facilities' environmental performance. *Journal of Policy Analysis and Management*, 24 (4), 745-769

Prakash, A. et Potoski, M. (2012). Voluntary Environmental Programs: A Comparative Perspective. *Journal of Policy Analysis and Management*, 31 (1), 123-138

Presthus, R.V. (1958). Toward a theory of organizational behavior. *Administration Science Quarterly*, 3 (1), 48-72

Puma (2011). Puma's environmental profit and loss account for the year ended 31 December 2010 [en ligne]. 28 p. (page consultée le 19/08/2015)
http://about.puma.com/damfiles/default/sustainability/environment/e-p-l/EPL080212final-3cdfc1bdca0821c6ec1cf4b89935bb5f.pdf

Quevedo, L. (2007). Forest certification in Bolivia. Dans : Cashore, B., Gale, F., Meidinger, E. et al. (eds). Confronting sustainability: forest certification in developing and transitioning countries. New Haven : Yale School of Forestry and Environmental Studies Press, 303-336

Richard, J. (2009). Classification des comptabilités environnementales. Dans : Colasse, B. (ed). Encyclopédie de comptabilité, contrôle de gestion et audit. Paris : Economica, 489-501

Richard, J. (2012). Comptabilité et Développement Durable. Paris : Economica. p. 272.

Rickenbach, M. et Overdevest, C. (2006). More than markets: assessing Forest Stewardship Council (FSC) certification as a policy tool. *Journal of Forestry*, 104 (3) 143-147

Riedinger, N. et Thévenot, C. (2008). La norme ISO 14001 est-elle efficace ? Une étude économétrique sur l'industrie française. *Economie et Statistique*, 411, 1-22

Ritter, L., Totman, C., Krishnan, K., et al. (2007). Deriving uncertainty factors for threshold chemical contaminants in drinking water. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 10 (7), 527-557

Rojot, J. (2005). Théorie des organisations. Paris : Eska. 541 p.

Roman, C.T. et Burdick, D.M. eds (2012). Tidal marsh restoration: a synthesis of science and management. Washington : Island Press. 410 p.

Rompre, G., Boucher, Y., Belanger, L. et al. (2010). Conserving biodiversity in managed forest landscapes: the use of critical thresholds for habitat. *The Forestry Chronicle*, 86 (5), 589-596

Rondinelli, D. et Vastag, G. (2000). Panacea, common sense, or just a label? – The value of ISO 14001 environmental management systems. *European Management Journal*, 18 (5), 499-510

Roux, D.J. et Foxcroft, L.C. (2011). The development and application of strategic adaptive management within South African National Parks. *Koedoe* [en ligne], 53 (2) (page consultée le 18/08/2015)
http://www.koedoe.co.za/index.php/koedoe/article/view/1049/1242

Russo, M.V. et Harrison, N.S. (2005). Organizational design and environmental performance: clues from the electronics industry. *Academy of Management Journal*, 48 (4), 582-593

Rte (2015). Rapport de gestion comptes consolidés 2014 [en ligne]. La Défense : Rte, 108 p. (page consultée le 19/08/2015)
http://www.rte-france.com/sites/default/files/finalise_rapport_de_gestion_francais_2014.pdf

Salmo Consulting (2006). Developing and implementing thresholds in the northwest territories, a discussion paper [en ligne]. Report for Environment Canada, Northern Division. 28 p. (page consultée le 19/08/2015)
http://salmoconsulting.files.wordpress.com/2012/11/developing-and-implementing-thresholds-in-the-nwt-2006.pdf

Samhouri, J.F., Levin, P.S., Ainsworth, C.H. (2010). Identifying thresholds for ecosystem-based management. *PLoS ONE* [en ligne], 5 (1) (page consultee le 18/08/2015) http://www.plosone.org/article/fetchObject.action?uri=info:doi/10.1371/journal.pone.0008907&representation=PDF

SCEP (Study of Critical Environmental Problems) (1970). Man's impact on the global environment. Cambridge : MIT Press. 319 p.

Schaltegger, S., Muller, K., Hindrichsen, H. (1996). Corporate Environmental Accounting. Chichester : Wiley. 351 p.

Schaltegger, S. et Burritt, R.L. (2010). Sustainability accounting for companies: catchphrase or decision support for business leaders? *Journal of World Business*, 45 (4), 375-384

Scheffer, M. et Carpenter, S.R. (2003). Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. *Trends in Ecology & Evolution*, 18 (12), 648-656

Schein, E.H. (1970). Organizational psychology. Englewood Cliffs : Prentice-Hall. 138 p. (2ème edition, édition originale : 1965)

Schoenherr, T. (2012). The role of environmental management in sustainable business development: a multi-country investigation. *International Journal of Production Economics*, 140 (1), 116-128

SCBD (Secretariat of the Convention on Biological Diversity) (2000). The ecosystem approach [en ligne]. Montreal : Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 50 p. (page consultée le 19/08/2015) https://www.cbd.int/doc/publications/ea-text-en.pdf

SCDB (Secrétariat de la Convention sur la Diversité Biologique) (2006). Perspectives mondiales de la diversité biologique, deuxième édition. Montréal : Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, 83 p.

SCDB (Secrétariat de la Convention sur la Diversité Biologique) (2010). Perspectives mondiales de la diversité biologique, troisième édition. Montréal : Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, 94 p.

Scott, W.R. (1998). Organizations: rational, natural, and open systems. Englewood Cliffs : Prentice-Hall. 416 p. (4ème edition, édition originale : 1981)

Segerson, K., et Li, N. (1999). Voluntary approaches to environmental protection. Dans : Tietenberg, T. et Folmer, H. (eds). The international yearbook of environmental and resource economics: 1999-2000. Cheltenham : Edward Elgar, 273-306

Semal, N. (2006a). Développement durable et théorie des parties prenantes : une même vision de la place du citoyen? [en ligne] Document non publié (page consultée le 19/08/2015) http://orbi.ulg.ac.be/bitstream/2268/23870/1/art_ddt_semal2006.pdf

Semal, N. (2006b). Quelle place pour le citoyen dans les processus de qualification environnementale des entreprises ? Développement durable et territoires [En ligne], Dossier 5/2006 (page consultée le 20/04/2015) http://developpementdurable.revues.org/1656

Sexton, W.T. et Szaro, R.C. (1998). Implementing ecosystem management: using multiple boundaries for organizing information. *Landscape and Urban Planning*, 40 (1-3), 167-171

Schepers, D.H. (2010). Challenges to Legitimacy at the Forest Stewardship Council. *Journal of Business Ethics*, 92 (2), 279-290

Simon, H.-A. (1951). A formal theory of employment relationship. *Econometrica*, 19 (3), 293-305

Soderholm, P. et Sundqvist, T. (2003). Pricing environmental externalities in the power sector: ethical limits and implications for social choice. *Ecological Economics*, 46 (3), 333-350

Solow, R. (1992). An almost practical step toward sustainability. *Resources Policy*, 19 (3), 162-172

Sommerville, M.M., Milner-Gulland, E.J., Jones, J.P. (2011). The challenge of monitoring biodiversity in payment for environmental service interventions. *Biological Conservation*, 144 (12), 2832-2841

Soulé, M.E. et Wilcox. B.A. eds (1980). Conservation biology: an evolutionary-ecological approach. Sunderland : Sinauer Associates. 395 p.

Srebotnjak, T., Polzin, C., Giljum, S. et al. (2010). Establishing environmental sustainability thresholds and indicators [en ligne]. Ecologic Institute and SERI. Final Report to the European Commission's Directorate General Environment. 138 p. (page consultée le 19/08/2015)
http://ec.europa.eu/environment/enveco/waste/pdf/thresholds_final_report.pdf

Stambouli, J. (2000). Développement soutenable et valorisation des externalités environnementales des transports. *Les Cahiers Scientifiques du Transport*, 38 (2ème semestre), 63-94

Stern, N. (2007). The economics of climate change: the stern review. Cambridge : Cambridge University Press. 640 p.

Stiglitz, J. (2002). Emploi, justice sociale et bien-être. *Revue internationale du Travail*, 141 (1-2), 9-31

Stirling, A. (1997). Limits to the value of external costs. *Energy Policy*, 25 (5), 517-540

Stolze, M., Piorr, A., Haring, A. et al. (2000). The environmental impacts of organic agriculture in Europe. Organic farming in Europe: economics and policy, volume 6. Stuttgart : University of Hohenheim. 127 p.

Suding, K.N. et Hobbs, R.J. (2009). Threshold models in restoration and conservation: a developing framework. *Trends in Ecology & Evolution*, 24, 271-279

Swift, M.J., Izac, A.M., Van Noordwijk, M. (2004). Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes, are we asking the right questions? *Agriculture Ecosystems & Environment*, 104 (1), 113-134

Swift, T.L. et Hannon, S.J. (2010). Critical thresholds associated with habitat loss: a review of the concepts, evidence, and applications. *Biological Reviews*, 85 (1), 35-53

Takic, L., Zivkovic, S., Zivkovic, N. (2013). Improvement of environmental management: a case study. *Fresenius Environmental Bulletin*, 22 (12), 3840-3847

TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) (2009). The Economics of Ecosystems and Biodiversity for National and International Policy Makers. Summary: Responding to the Value of Nature [en ligne]. 39 p. (page consultée le 19/08/2015) http://www.teebweb.org/media/2009/11/National-Executive-Summary_-English.pdf

TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) (2010). Économie des écosystèmes et de la biodiversité. Rapport pour les entreprises : Résumé [en ligne]. 19 p. (page consultée le 19/08/2015) http://doc.teebweb.org/wp-content/uploads/Study%20and%20Reports/Reports/Business%20and%20Enterprise/Executive%20Summary/Business%20Executive%20Summary_French.pdf

Teng, M.-J., Wu, S.-Y., Chou, S.J.-H. (2014). Environmental commitment and economic performance – Short-term pain for long-term gain. *Environmental Policy and Governance*, 24 (1), 16-27

Testa, F., Rizzi, F., Daddi, T. et al. (2014). EMAS and ISO 14001: the differences in effectively improving environmental performance. *Journal of Cleaner Production*, 68 (1), 165-173

Thelot, C . et Rouet, P. (2008). Sens et limites de la comparaison des taux de prélèvements obligatoires dans les pays développés [en ligne]. Conseil des prélèvements obligatoires. La Documentation française. 88 p. (page consultée le 19/08/2015) http://www.ladocumentationfrancaise.fr/var/storage/rapports-publics/084000177.pdf

Thiébaut, L. (2011). Genèse des problèmes et des politiques d'environnement en agriculture. Dans : Cornu, M. et Fromageau, J. (eds). Genèse du droit de l'environnement, vol II : Droit des espaces naturels et des pollutions. Paris : L'Harmattan, 113-138

Tol, R.S. (2009). The economic effects of climate change. *Journal of Economic Perspectives*, 23 (2), 29-51.

Tole, L. et Koop, G. (2013). Estimating the impact on efficiency of the adoption of a voluntary environmental standard: an empirical study of the global copper mining industry. *Journal of Productivity Analysis*, 39 (1), 35-45

Trommetter, M. et Weber, J. (2004). Développement durable et changements globaux : le développement durable l'est-il encore pour longtemps ? Dans : Barbault, R., Chevassus-au-Louis, B., Teyssèdre, A. (eds). Biodiversité et changements globaux : enjeux de société et défis pour la recherche. Paris : Ministère des Affaires Etrangères - ADPF, 136-152

Trommetter, M. (2015). Ressources naturelles et comptabilités des organisations. Working Paper UMR GAEL [en ligne], n°2015-08, 11 p. (page consultée le 09/11/2015)
http://www.grenoble.inra.fr/docs/pub/A2015/gael2015-08.pdf

UEBT (Union for Ethical BioTrade) (2012). Norme de BioCommerce Ethique – STD01. 24 p. (page consultée le 24/08/2015)
http://ethicalbiotrade.org/dl/membership/STD01-Ethical-BioTrade-Standard_2012-04-11_FRE.pdf

UICN (2012). Liste rouge 2012 des espèces menacées de l'UICN : la France en première ligne au niveau mondial [en ligne]. Communiqué de presse de l'UICN du 19 juin 2012. 1 p. (page consultée le 19/08/2015)
http://www.uicn.fr/IMG/pdf/Communique_UICN_France_Liste_rouge_mondiale_2012.pdf

UNECE et FAO (2013). Forest products – Annual market review 2012-2013 [en ligne]. Geneva Timber and Forest Study Paper 33. United Nations Economic Commission for Europe / Food and Agriculture Organization - Forestry and Timber Section. Geneva : United Nations. 133 p. (page consultée le 24/08/2015)
http://www.unece.org/fileadmin/DAM/timber/publications/FPAMR2013F.pdf

UNESCO (2008). Links between biological and cultural diversity-concepts, methods and experiences. Report of an international workshop [en ligne]. Paris : UNESCO, 48 p. (page consultée le 19/08/2015)
http://unesdoc.unesco.org/images/0015/001592/159255E.pdf

Union européenne (2012). Traité sur la stabilité, la coordination et la gouvernance au sein de l'Union économique et monétaire [en ligne]. 32 p. (page consultée le 28/03/2015)
http://www.conseil-constitutionnel.fr/conseil-constitutionnel/root/bank_mm/decisions/2012653dc/traite.pdf

Urruty, N., Penvern, S., Vallaud, M. et al. (2013a). Usage des ressources naturelles non renouvelables ou faiblement renouvelables. Dans : Guyomard, H. (dir). Vers des agricultures à hautes performances – Volume 1 – Analyse des performances de l'agriculture biologique. Etude réalisée pour le Commissariat général à la stratégie et à la prospective. Paris : INRA, 95-105

Urruty, N., Penvern, S., Vallaud, M. et al. (2013b). Performances environnementales de l'Agriculture Biologique. Dans : Guyomard, H. (dir). Vers des agricultures à hautes performances – Volume 1 – Analyse des performances de l'agriculture biologique. Etude réalisée pour le Commissariat général à la stratégie et à la prospective. Paris : INRA, 107-129

Van Passel, S., Nevens, F., Mathijs, E. et al. (2007). Measuring farm sustainability and explaining differences in sustainable efficiency. *Ecological Economics*, 62(1), 149-161

Vanderschelden, M. (2012). Le compte des Institutions sans but lucratif au service des ménages. Système français de comptabilité nationale, mise à jour base 2005 [en ligne]. INSEE, Note méthodologique n°3 08/2012. 42 p. (page consultée le 04/08/2015)
http://www.insee.fr/fr/indicateurs/cnat_annu/base_2005/methodologie/ISBLSM-base-2005.pdf

Vilain, L. dir (2008). La méthode IDEA. Dijon : Educagri. 184 p.

Vivien, F.-D. (2004). Un panorama des propositions économiques en matière de soutenabilité. *VertigO* [en ligne], 5 (2) (page consultée le 18/08/2015)
http://vertigo.revues.org/3620

Wagner, M. et Joris, B. (2011). The Reciprocal and Non-Linear Relationship of Sustainability and Financial Performance. *Business Ethics: A European Review*, 20 (4), 418-32

Walker, B.H., Kinzig, A., Langridge, J. (1999). Plant attribute diversity, resilience, and ecosystem function: the nature and significance of dominant and minor species. *Ecosystems*, 2 (2), 95-113

Walker, B., Holling, C.S., Carpenter S.R. et al. (2004). Resilience, adaptability and transformability in social–ecological systems. *Ecology and Society* [en ligne], 9 (2):5 (page consultée le 18/08/2015)
http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss2/art5/

Walker, B. et Meyers, J.A. (2004). Thresholds in ecological and social-ecological systems: a developing database. *Ecology and Society* [en ligne], 9 (2):3, (page consultée le 18/08/2015)
http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss2/art3/

Wallace, K. (2007). Classification of ecosystem services: problems and solutions. *Biological Conservation*, 139 (3-4), 235-246

Walley, N. et Whitehead B. (1994). Its Not Easy Being Green. Boston : Harvard Business Review 72 (3), 46-52

Walters, C.J. (1986). Adaptive management of renewable resources. New York : MacMillan. 374 p.

Walters, C.J. et Holing, C.S. (1990). Large-scale management experiments and learning by doing. *Ecology*, 71 (6), 2060-2068

Watson, K., Klingenberg, B., Polito, T. et al. (2004). Impact of EMS implementation on financial performance. *Management of Environmental Quality*, 15 (6), 622-628

Wayhan, V.B. et Balderson, E.L. (2007). TQM and financial performance: a research standard. *Total Quality Management and Business Excellence*, 18 (4), 393-401

WBCSD (World Business Council on Sustainable Development), 2011. Guide to Corporate Ecosystem Valuation – A Framework for Improving Corporate Decision-making [en ligne]. ERM, IUCN, PwC, WBCSD. Geneva : WBCSD. 76p. (page consultée le 24/08/2015) http://www.wbcsd.org/Pages/EDocument/EDocumentDetails.aspx?ID=104

WCED (World Commission on Environment and Development) (1987). Notre avenir à tous [en ligne]. 349 p. (page consultée le 25/02/2015) http://www.diplomatie.gouv.fr/fr/sites/odyssee-developpement-durable/files/5/rapport_brundtland.pdf

Weber, J. (1995). Gestion des ressources renouvelables : fondements théoriques d'un programme de recherche. Paris : CIRAD. 18 p.

Weber, J., Betsch, J.M., Cury, P. (1990) A l'interface hommes-nature : les ressources renouvelables. Colloque : Colloque National Recherche et Environnement, CNRS Programme Environnement, 24-25/09/1990, Strasbourg, 39-50

Weber, J. et Bailly, D. (1993). Prévoir c'est gouverner. *Nature, Sciences, Sociétés*, 1 (1), 59-64

Weick, K.E. (1979). The social psychology of organizing (Topics in Social Psychology). New York : McGraw-Hill. 294 p. (2ème edition, édition originale : 1969)

Westman, W. (1977). How much are nature's services worth? *Science*, 197, 960-964

Williamson, O.E. (1975). Market and hierarchies: analysis and antitrust implications. New York : The Free Press. 286 p.

Williamson, O. E. (1985). The economic institutions of capitalism. New York : The Free Press. 450 p.

Wilson, E.O. et Peter, F.M. eds (1988). Biodiversity. Washington : National Academy Press. 521 p.

Wunder, S. (2005). Payments for environmental services: Some nuts and bolts. *CIFOR Occasional Paper*, 42, 24 p.

Wunder, S., Engel, S., Pagiola, S. (2008). Taking stock: a comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries. *Ecological Economics*, 65 (4), 834-852

Yachi, S. et Loreau, M. (1999). Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: the insurance hypothesis. *Proceedings of the national Academy of Sciences of the USA*, 96 (4), 1463-1468

Yang, C.-H., Tseng, Y.-H., Chen, C.-P. (2012). Environmental regulations, induced R&D, and productivity: evidence from taiwan's manufacturing industries. *Resource and Energy Economics*, 34 (4), 514-532

Yang, X. et Yao, Y. (2012). Environmental compliance and firm performance: evidence from China. *Oxford Bulletin of Economics and Statistics*, 74 (3), 397-424

Zahm, F., 2004. Pour une rémunération incitative et territorialisée de la multifonctionnalité de l'agriculture. Contribution à l'élaboration d'un cadre conceptuel des dépenses environnementales des exploitations agricoles. Mémoire DEA : Sciences de Gestion. Bordeaux : Université Montesquieu-Bordeaux IV, Institut d'Administration des Entreprises, 195 p.

Zahm, F., Girardin, P., Mouchet, C. et al. (2005). De l'évaluation de la durabilité des exploitations agricoles à partir de la méthode IDEA à la caractérisation de la durabilité de la « ferme européenne » à partir d'IDERICA. Pour un programme de recherche pour accompagner les objectifs d'une agriculture européenne « revisitée » par les enjeux d'un développement territorial durable. Colloque international : Indicateurs Territoriaux du Développement Durable, Université Paul Cézanne, 01-02/12/2005, Aix en Provence, 17 p.

Zahm, F., Viaux, P., Vilain, L. et al. (2008). Assessing Farm Sustainability with the IDEA Method, from the Concept of Agriculture Sustainability to Case Studies on Farms. *Sustainable Development*, 16 (4), 271-281

Zeng, S.X., Tam, C.M., Tam, V.W. et al. (2005). Towards implementation of ISO 14001 environmental management systems in selected industries in China. *Journal of Cleaner Production*, 13 (7), 645-656

Zhang, W., Wang, W., Wang, S. (2014). Environmental performance evaluation of implementing EMS (ISO 14001) in the coating industry: case study of a Shanghai coating firm. *Journal of Cleaner Production*, 64, 205-217

Zhao, J. (2008). The effect of the ISO-14001 environmental management system on corporate financial performance. *International Journal of Business Excellence*, 1 (1-2), 210-230

Zivkovic, S., Takic, L., Zivkovic, N. (2013). The improvement of environmental performances by applying ISO 14001 standards – A case study. *Chemical Industry & Chemical Engineering Quarterly*, 19 (4) 541-552

Zobel, T. (2013). ISO 14001 certification in manufacturing firms: a tool for those in need or an indication of greenness? *Journal of Cleaner Production*, 43, 37-44

**ACRONYMES**

AB : Agriculture Biologique

AC : agriculture conventionnelle

AE : aspect environnemental

AES : aspect environnemental significatif

AV : approche volontaire

BSE : biodiversité et services écosystémiques

CAVA : Concerted Action on Voluntary Approaches

CDB : Convention sur la Diversité Biologique

CE : comptabilité environnementale

CED : comptabilité environnementalement différenciée

CEDD : Conseil Economique pour le Développement Durable

CEV: *Corporate Ecosystem Valuation*

CFE : Comité pour la fiscalité écologique

CFED : comptabilité financière environnementalement différenciée

CGDD : Commissariat Général au Développement Durable

CICES : *Common International Classification of Ecosystem Services*

EBE : excédent brut d'exploitation

EMAS : *Eco-Management and Audit Scheme*

EPA : *US Environmental Protection Agency*

EPL : *environmental profit and loss account*

ESR : *Ecosystem Services Review*

FAO : *Food and Agriculture Organization of the United Nations*

FCA : *full cost accounting*

FMI : Fond monétaire international

FNH : Fondation Nicolas Hulot

FSC : *Forest Stewardship Council*

GES : gaz à effet de serre

GRI : *Global Reporting Initiative*

HQE : Haute Qualité Environnementale

IDEA : Indicateurs de Durabilité des Exploitations Agricoles

IFN : Inventaire Forestier National

IFOAM : *International Federation of Organic Agriculture Movements*

IIEB : Indicateur d'interdépendance des entreprises à la biodiversité

ISBLSM : institution sans but lucratif au service des ménages

ISO : *International Organization for Standardization*

JORF : Journal officiel de la République française

LEED : *Leadership in Energy and Environmental Design*

MAE : mesures agro-environnementales

MAAPRAT : Ministère de l'agriculture, de l'alimentation, de la pêche, de la ruralité et de l'aménagement du territoire

MEA : *Millenium Ecosystem Assessment*

MEB : Mission Economie de la Biodiversité

MEDAD : Ministère de l'Ecologie, du Développement et de l'Aménagement Durables

MGV : Modèle de gestion pour la viabilité des systèmes socio-écologiques

MSC : *Marine Stewardship Council*

OCDE : Organisation de coopération et de développement économiques

OGM : organisme génétiquement modifié

ONG : Organisation non gouvernementale

PAC : politique agricole commune

PEFC : *Program for the Endorsement of Forest Certification schemes*

PSE : paiement pour service écosystémique

RSE : responsabilité sociale des entreprises

SAM : *strategic adaptive management*

SCA : *sustainable cost accounting*

SCBD : *Secretariat of the Convention on Biological Diversity*

SCDB : Secrétariat de la Convention sur la Diversité Biologique

SCEP : *Study of Critical Environmental Problems*

SE : service écosystémique

SEC : Système européen de comptabilité

SEEA : *System of Environmental-Economic Accounting*

SME : Système de management environnemental

SSE : système socio-écologique

TEEB : *The Economics of Ecosystems and Biodiversity*

UEBT : *Union for Ethical BioTrade*

UICN : Union internationale pour la conservation de la nature

UNECE : *United Nations Economic Commission for Europe*

UNESCO : *United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization*

VA : valeur ajoutée

VET : valeur économique totale

WBCSD : *World Business Council for Sustainable Developement*

WCED : *World Commission on Environment and Development*

WRI : *World Resources Institute*