



UNIVERSITE CATHOLIQUE DE LOUVAIN
LOUVAIN SCHOOL OF MANAGEMENT

**LE PRINCIPE D’EVALUATION ECONOMIQUE DE LA BIODIVERSITE ET DES
SERVICES ECOSYSTEMIQUES :**

UN ETAT DES LIEUX DES UTILISATIONS ATTENDUES

Promoteur : Yves De Rongé

Mémoire-recherche présenté par
Delphine Mottet
en vue de l'obtention du titre de
Master 120 crédits en sciences de gestion

ANNEE ACADEMIQUE 2015-2016

Je tiens à remercier très chaleureusement mon promoteur, Yves De Rongé, pour le temps qu'il m'a accordé, pour ses conseils et son accompagnement. Grâce à sa motivation, son enthousiasme, mais également sa patience, j'ai pu finaliser ce travail dans les temps impartis.

Je tiens également à remercier tous les experts et acteurs en relation avec la biodiversité qui m'ont accordé un peu de temps pour répondre à mes questions. Je remercie tout particulièrement Tom Bauler, Nicolas de Sadeleer, Nicolas Dendoncker, Clément Feger, Marie-Céline Godin, Marc Lemaire, Inge Liekens, Laurent Mermet, Jérôme Pelenc et Sébastien Snoeck de ne pas avoir ménagé leur temps et de m'avoir octroyé une disponibilité. Ils ont été à mon écoute, mais aussi prêts à « challenger » mon opinion et mes hypothèses de manière à faire avancer mon travail et mes recherches.

Je remercie également Antoine Mottet, Bernard Mottet et Bernard Schul pour leur travail de relecture et leurs divers conseils avisés.

Finalement, je remercie ma famille et mes amis pour leurs encouragements et leur patience. Je remercie également toutes les personnes qui ont œuvré, de près ou de loin, au succès de ce travail de fin d'études et qui se reconnaîtront au fil des pages.

Résumé : L'érosion de la biodiversité est un problème environnemental alarmant. Pour tenter de lutter contre cette érosion, une piste de solution émise depuis plusieurs années par les experts est d'évaluer économiquement la biodiversité et les services écosystémiques afin de les traduire dans un langage compréhensible par tous.

Ce principe d'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques a déjà fait émerger plusieurs débats : le débat relatif à la légitimité éthique du principe, celui relatif à sa faisabilité technique et celui relatif à ses différentes utilisations attendues. Les deux premiers débats ayant déjà fait l'objet de beaucoup d'études, ce mémoire se focalise sur le troisième débat qui semble avoir été délaissé dans la littérature scientifique.

L'objectif final de ce mémoire est de fournir un état des lieux structuré des utilisations attendues du principe sur base d'analyses de documents et d'entretiens avec des experts. Pour ce faire, nous proposons tout d'abord une typologie des utilisations attendues du principe, à savoir l'aide à la décision publique, l'aide à la décision privée, les systèmes comptables, les mécanismes de marché, les outils de communication et les utilisations juridiques. Ensuite, nous analysons chaque utilisation attendue selon son origine, ses objectifs, son contexte d'utilisation, ses acteurs et ses résultats.

Et force est de constater que malgré le large spectre d'utilisations attendues mises en exergue dans notre typologie, seule une infime partie de ces utilisations permet actuellement d'appliquer le principe d'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques.

Mots clés : Biodiversité, Services écosystémiques, Evaluation économique, Monétarisation, Utilisation attendue.

Summary : The loss of biodiversity is an alarming environmental problem. In order to try to protect biodiversity, a solution issued in recent years by experts is to measure the economic value of biodiversity and ecosystem services, to translate it into a language understood by all.

Several debates have already emerged from this principle of economic valuation of biodiversity and ecosystem services : the debate on its ethical legitimacy, on its technical feasibility and on its various expected uses. As the first two debates have already been treated in many studies and reports, this master thesis focuses on the third debate that seems to be neglected in the scientific literature.

The ultimate objective of this master thesis is to provide a structured statement of the different expected uses of the principle, based on analysis of documents and on interviews with experts. To do this, we first propose a typology of the expected uses of the principle, namely public decision support, private decision support, accounting systems, market mechanisms, communication tools and legal uses. Then, we analyze each expected use according to its origin, its objectives, its context of use, its actors and its results.

And it seems clear that despite the broad spectrum of expected uses highlighted in our typology, only a tiny part of these uses currently allows to apply the principle of economic valuation of biodiversity and ecosystem services.

Key words : Biodiversity, Ecosystem services, Economic valuation, Monetization, Expected use.

TABLE DES MATIERES

INTRODUCTION	1
PARTIE I : PARTIE THEORIQUE : le principe d'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques	3
CHAPITRE I : MISE EN CONTEXTE	4
Section 1 : L'état de l'environnement.....	4
a. Le développement mondial.....	4
b. Les impacts de notre croissance	5
c. Les problèmes environnementaux	5
Section 2 : L'érosion de la biodiversité.....	6
a. L'état général de la biodiversité	7
b. Les causes de l'érosion.....	9
c. Les enjeux de la préservation de la biodiversité	9
Section 3 : L'évaluation économique de la biodiversité comme solution face à l'érosion.....	11
a. La conscience écologique.....	11
b. Une solution nécessaire et urgente	12
c. Une solution miracle ?.....	13
CHAPITRE II : CONCEPTS CLES.....	14
Section 1 : Nature, biodiversité ou services écosystémiques ?	14
a. Définition des concepts.....	14
b. Les services écosystémiques	18
c. Le cadre conceptuel	20
d. Les liens entre nature, biodiversité et services écosystémiques	22
Section 2 : L'évaluation économique.....	23
a. Définition des concepts.....	23
b. Notre choix de concepts à utiliser dans ce mémoire	25
Section 3 : Rapports, sommets et articles	26
a. Evolution chronologique	26
b. Articles scientifiques marquants.....	29
CHAPITRE III : LE PRINCIPE D'EVALUATION ECONOMIQUE DE LA BIODIVERSITE ET DES SERVICES ECOSYSTEMIQUES.....	30
Section 1 : Les origines du principe.....	30
a. Les origines théoriques du principe.....	30

b. Les objectifs du principe	31
c. Un principe parmi tant d'autres	32
Section 2 : Analyse du fonctionnement du principe	33
a. Reconnaître les valeurs	33
b. Prouver les valeurs	36
c. Appréhender les valeurs	38
Section 3 : Les débats autour du principe	38
PARTIE II : PARTIE ANALYTIQUE : état des lieux des utilisations attendues du principe	39
CHAPITRE I : LES DIVERSES UTILISATIONS ATTENDUES DU PRINCIPE	40
Section 1 : Méthodologie	40
a. La problématique	40
b. Méthodologie de recherche	41
c. Apports	43
Section 2 : Les typologies existantes et les utilisations évoquées dans la littérature	43
a. La typologie de Laurans et al. (2013a)	43
b. La typologie de Colon et al. (2009)	44
c. Les utilisations attendues évoquées dans la littérature	45
Section 3 : Proposition d'une typologie	46
CHAPITRE II : L'AIDE A LA DECISION PUBLIQUE	47
Section 1 : Analyse de l'utilisation en tant qu'aide à la décision publique	47
a. Origine et objectifs	47
b. Contexte d'utilisation	47
c. L'Analyse Coûts-Bénéfices	48
d. Acteurs et parties prenantes	48
Section 2 : Résultats	48
a. Les problèmes et inconvénients mis en évidence dans la littérature	48
b. Résultats concrets à travers des exemples	49
c. L'hypothèse de l'Analyse Coûts-Bénéfices	49
Section 3 : Conclusion	51
CHAPITRE III : L'AIDE A LA DECISION PRIVEE	52
Section 1 : Analyse de l'utilisation en tant qu'aide à la décision privée	52
a. Origine et objectifs	52
b. Contexte d'utilisation	52
c. Comment intégrer la biodiversité et les services écosystémiques dans les stratégies et décisions privées ?	53

d. Acteurs et parties prenantes.....	53
Section 2 : Résultats	53
Section 3 : Conclusion	54
CHAPITRE IV : LES SYSTEMES COMPTABLES	55
Section 1 : Les comptabilités d'entreprise	55
a. Origine et objectifs	55
b. Contexte d'utilisation	55
c. La comptabilité financière	55
d. Le Reporting Intégré.....	56
e. La comptabilité de gestion.....	57
Section 2 : Les comptabilités nationales	58
a. Origine et objectifs	58
b. Contexte d'utilisation	58
c. Acteurs et parties prenantes	59
d. Résultats	59
Section 3 : Conclusion	60
CHAPITRE V : LES MECANISMES DE MARCHE.....	61
Section 1 : Les Paiements pour les Services Ecosystémiques	61
a. Origine et objectifs	61
b. Contexte d'utilisation	61
c. Acteurs et parties prenantes	62
d. Résultats	62
Section 2 : Les mécanismes de compensation	63
a. Origine et objectifs	63
b. Contexte d'utilisation	63
c. Acteurs et parties prenantes	64
d. Résultats	64
Section 3 : Conclusion	65
CHAPITRE VI : LES OUTILS DE COMMUNICATION.....	66
Section 1 : Un outil d'argumentation	66
a. Origine et objectifs	66
b. Contexte d'utilisation	66
c. Acteurs et parties prenantes	66
d. Résultats	66
Section 2 : Un outil de justification	67
a. Origine et objectifs	67

b. Contexte d'utilisation	67
c. Acteurs et parties prenantes	68
d. Résultats	68
Section 3 : Un outil de sensibilisation	68
a. Origine et objectifs	68
b. Contexte d'utilisation	69
c. Acteurs et parties prenantes	69
d. Résultats	69
Section 4 : Un outil de créativité	70
Section 5 : Conclusion	71
CHAPITRE VII : LES UTILISATIONS JURIDIQUES	72
Section 1 : La responsabilité pénale.....	72
Section 2 : La responsabilité civile.....	72
a. Origine et objectifs	72
b. Contexte d'utilisation	73
c. L'exemple français	73
d. Acteurs et parties prenantes.....	74
e. Résultats.....	74
Section 3 : La responsabilité environnementale	74
Section 4 : Orientation des textes juridiques.....	75
Section 5 : Conclusion	75
CONCLUSIONS SUR LA PARTIE ANALYTIQUE	76
CONCLUSIONS FINALES.....	79
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	83
ANNEXES	99
Annexe 1 : Plan de recherche du mémoire	99
Annexe 2 : Description des différentes parties du mémoire	100
Annexe 3 : Les limites planétaires selon Rockström et al. (2009).....	101
Annexe 4 : Structure des catégories utilisées par l'UICN dans l'élaboration de la Liste Rouge.....	102
Annexe 5 : Harmonisation des définitions	103
Annexe 6 : Les relations entre les services écosystémiques et le bien-être de la population	104
Annexe 7 : L'exemple de l'eau à travers le cadre conceptuel cascade	105
Annexe 8 : Les méthodes d'évaluation par les prix	106

Annexe 9 : Méthodologie de recherche	107
Annexe 10 : Les différents outils d'intégration de la biodiversité dans les décisions privées	108
Annexe 11 : Les coûts et revenus repris dans la Comptabilité de Gestion Environnementale	109
Annexe 12 : Méthodologie de compensation.....	110
Annexe 13 : “ Can you cost the Earth ? ”	111
Annexe 14 : Liste des personnes interviewées.....	113
Annexe 15 : Guide d'entretien général	116
Annexe 16 : Analyse des entretiens	119
Annexe 17 : Entretien avec Tom Bauler	130
Annexe 18 : Entretien avec Nicolas de Sadeleer	133
Annexe 19 : Entretien avec Nicolas Dendoncker	137
Annexe 20 : Entretien avec Clément Feger.....	143
Annexe 21 : Entretien avec Marie-Céline Godin.....	146
Annexe 22 : Entretien avec Marc Lemaire	150
Annexe 23 : Entretien avec Inge Liekens	153
Annexe 24 : Entretien avec Laurent Mermet	155
Annexe 25 : Entretien avec Jérôme Pelenc	160
Annexe 26 : Entretien avec Sébastien Snoeck	164

TABLE DES FIGURES

Figure 1 : Statut de conservation des espèces et habitats par écosystème	8
Figure 2 : Typologie des services écosystémiques basée sur le MEA	19
Figure 3 : Le cadre conceptuel cascade.....	21
Figure 4 : Les solutions pour lutter contre l'érosion de la biodiversité	33
Figure 5 : La Valeur Economique Totale (VET)	34
Figure 6 : Les méthodes d'évaluation par les prix.....	37
Figure 7 : Répartition des articles du sous-échantillon (313) en fonction des utilisations attendues et du mode de traitement de la question de l'utilisation.....	41
Figure 8 : Typologie des utilisations attendues selon Laurans et al. (2013a)	44
Figure 9 : Les utilisations attendues évoquées dans la littérature	45
Figure 10 : Proposition d'une typologie des utilisations attendues.....	46

LISTE DES ACRONYMES

ACB	Analyse Coûts-Bénéfices
AEE	Agence Européenne pour l'Environnement
CAS	Centre d'Analyse Stratégique
CDB	Convention des Nations Unies sur la Diversité Biologique
CE	Comptabilité Environnementale
CEV	Corporate Ecosystem Valuation <i>ou</i> Comprendre, Evaluer, Valoriser
CFED	Comptabilité Financière Environnementalement Différenciée
CGE	Comptabilité de Gestion Environnementale
CICES	Common International Classification of Ecosystem Services
COP	Conférence des Parties
DDT	Dichlorodiphényltrichloroéthane
DPSIR	Driving forces, Pressures, State, Impact, Responses
ESR	Corporate Ecosystem Services Review
GRI	Global Reporting Initiative
IIEB	Indicateur d'Interdépendance de l'Entreprise à la Biodiversité
IIRC	International Integrated Reporting Committee
LOTI	Loi d'Orientation sur les Transports Intérieurs
LPI	Living Planet Index
MEA	Millennium Ecosystem Assessment
OCDE	Organisation de Coopération et de Développement Economiques
ONG	Organisation Non Gouvernementale
ONU	Organisation des Nations Unies
PIB	Produit Intérieur Brut
PNB	Produit National Brut
PSE	Paiements pour les Services Ecosystémiques <i>ou</i> Paiements pour les Services Environnementaux
REDD	Réduction des Emissions issues de la Déforestation et de la Dégradation
RI	Reporting Intégré
RSE	Responsabilité Sociétale des Entreprises

SASB	Sustainability Accounting Standards Board
SCEE-CC	Système de Comptabilité Economique et Environnementale - Cadre Central
SCEE-CEE	Système de Comptabilité Economique et Environnementale - Comptabilité Expérimentale des Ecosystèmes
SCN	Système de Comptabilité Nationale des Nations Unies
SEC	Système Européen des Comptes Nationaux Intégrés
TEEB	The Economics of Ecosystems and Biodiversity
UICN	Union Internationale pour la Conservation de la Nature
VET	Valeur Economique Totale
WBCSD	World Business Council for Sustainable Development
WRI	World Resources Institute
WWF	World Wildlife Fund

INTRODUCTION

Le monde actuel fait face à divers problèmes environnementaux, tels que le changement climatique, les sécheresses et inondations ou encore l'érosion de la biodiversité, pour ne citer que quelques exemples. Dans le cas particulier de la biodiversité, plusieurs indicateurs mettent clairement en lumière le déclin de cette diversité biologique. Ce problème, moins médiatisé que le changement climatique et les gaz à effet de serre, n'en est pas moins urgent et alarmant.

Pour lutter contre cette érosion, la ralentir et peut-être même la stopper, une piste de solution émise depuis quelques années par les experts et les scientifiques est d'évaluer économiquement la biodiversité afin de la traduire dans un langage compréhensible par tous. Plus précisément, certains chercheurs ont proposé de segmenter la biodiversité en différents services écosystémiques afin de faciliter l'exercice d'évaluation économique.

Comme pour une majorité de principes, plusieurs débats ont émergé autour de l'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques. En effet, ce principe¹ a déjà été largement étudié pour ses questions de légitimité éthique ainsi que pour ses questions de faisabilité technique. Néanmoins, certains auteurs, dont Laurans, Rankovic, Billé, Pirard et Mermet (2013a), mettent en évidence un « point aveugle » de la littérature scientifique concernant la question des utilisations attendues². Selon ces auteurs, les utilisations attendues du principe d'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques ne sont qu'évoquées dans la majorité des articles scientifiques. Seuls quelques articles abordent en profondeur les utilisations théoriques, tandis que l'étude des utilisations concrètes, à travers des analyses de cas, est encore moins répandue. Or, ce débat concernant les utilisations attendues ne doit pas être sous-estimé. En effet, pour avoir un impact sur l'érosion de la biodiversité qui est son objectif premier, ce principe ne doit pas s'arrêter à un simple exercice intellectuel d'estimation de valeurs, mais il doit être appliqué dans la réalité des situations.

Ce mémoire a donc pour objectif de combler cette zone d'ombre de la littérature relative aux utilisations attendues du principe, mise en avant par Laurans et al. (2013a). Il s'agit d'un mémoire descriptif de type analytique, dont l'objectif est de réaliser un état des lieux structuré des différentes utilisations attendues. Notre question de recherche se résume comme ceci :

¹ Dans ce mémoire, l'utilisation du terme « le/ce principe » fait référence au principe d'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques.

² Par « utilisations attendues », nous entendons tous types d'utilisations à travers lesquelles le principe pourrait être appliqué, que ces utilisations soient appliquées concrètement à l'heure actuelle ou qu'elles ne soient que théoriques.

« Quelles sont les différentes utilisations attendues du principe d'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques ? ».

Pour tenter de répondre à cette question de recherche, le mémoire est divisé en deux parties distinctes. La première partie est théorique, constituée d'une revue de la littérature relative au principe d'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques en général. Cette première partie abordera successivement le contexte environnemental actuel, les définitions des différents concepts utilisés tout au long du mémoire et le fonctionnement théorique du principe en lui-même. La deuxième partie correspond à l'aspect analytique et est composée de l'analyse de deux typologies existantes des utilisations attendues du principe et de la synthèse des différentes utilisations évoquées dans la littérature. Sur base de ces analyses et de cette synthèse, nous proposerons notre propre typologie des utilisations attendues. Cette première étape devrait nous permettre de répondre à la première sous-question de recherche, à savoir : « A travers quelles utilisations pourrions-nous théoriquement appliquer le principe d'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques ? ». Dans une seconde étape, sur base d'analyses de documents et d'entretiens avec des experts, nous fournirons un état des lieux structuré des diverses utilisations proposées dans notre typologie. Cette seconde étape nous permettra de répondre à la deuxième sous-question de recherche, à savoir : « Quelles sont les caractéristiques (origine, objectifs, contexte d'utilisation, acteurs et résultats) de chacune de ces utilisations attendues ? ». Grâce à cet état des lieux, nous pourrions identifier les utilisations attendues mises en exergue dans notre typologie qui permettent réellement et concrètement d'appliquer le principe. Nous pourrions, in fine, conclure sur la viabilité et l'efficacité du principe comme solution face à l'érosion de la biodiversité dans le cas où celui-ci pourrait être concrètement applicable à travers l'une ou l'autre utilisation attendue ou si, au contraire, ce principe ne se limite qu'à un simple exercice intellectuel.

Ce choix de problématique et de question de recherche découle d'une préférence personnelle pour l'environnement et le développement durable, allié à une facette plutôt comptable et financière. De plus, l'érosion de la biodiversité est une problématique très importante qui va devoir être intégrée dans la gestion des entreprises et des gouvernements en raison des divers risques et opportunités qui en découlent. Il s'agit également d'une problématique qui va gagner de l'importance dans le futur si aucune solution n'est trouvée aujourd'hui. Il est alors décisif d'évaluer la viabilité et l'efficacité de l'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques comme solution face à l'érosion, au travers de ses utilisations attendues.

PARTIE I : PARTIE THEORIQUE : le principe d'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques

Ce mémoire est divisé en deux parties distinctes³ et débute par une partie théorique. Avant d'entrer dans l'analyse des utilisations attendues du principe d'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques qui sera au centre de la partie analytique de ce mémoire, il convient tout d'abord d'analyser le principe en lui-même dans cette partie théorique.

Ainsi, dans cette première partie, le premier chapitre abordera tout d'abord le contexte de l'érosion de la biodiversité. Au travers du deuxième chapitre, nous tâcherons de définir précisément les divers concepts clés utilisés tout au long du mémoire. Finalement, le troisième chapitre s'attardera sur l'analyse du fonctionnement du principe d'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques en lui-même.

Nous faisons remarquer au lecteur que ni la question de la légitimité éthique du principe, ni celle de sa faisabilité technique ne seront abordées dans ce mémoire. Seule la question des utilisations attendues du principe, centre de la problématique de ce mémoire, sera étudiée dans la deuxième partie.

Cette partie théorique fait office de revue de la littérature à propos du principe d'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques. Nous avons rencontré plusieurs difficultés en ce qui concerne la définition des concepts clés, qui sont parfois utilisés par abus de langage dans certains articles et qui ont justifié plusieurs pages à ce sujet. Dès lors, le premier apport de ce mémoire est une harmonisation des différents termes utilisés, ainsi qu'une explication succincte mais précise du principe d'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques.

³ Le plan de recherche du mémoire est repris à l'annexe 1, tandis qu'un récapitulatif des différentes parties du mémoire, de leurs objectifs et des difficultés rencontrées est repris à l'annexe 2.

CHAPITRE I : MISE EN CONTEXTE

L'objectif de ce premier chapitre est de fournir une image globale du contexte qui entoure l'écllosion du principe d'évaluation économique de la biodiversité. Ce chapitre n'introduit pas encore les services écosystémiques, mais s'appuie uniquement sur le concept plus large de biodiversité⁴. Nous aborderons tout d'abord l'état actuel de l'environnement, pour ensuite nous focaliser plus précisément sur l'érosion de la biodiversité. Nous terminerons en introduisant l'évaluation économique de la biodiversité comme solution face à cette érosion.

Section 1 : L'état de l'environnement

Avant d'entrer dans le cœur même du mémoire, l'érosion de la biodiversité, nous proposons au lecteur un aperçu de l'état actuel de l'environnement en faisant directement le lien entre le développement mondial actuel, les impacts de notre croissance et les divers problèmes environnementaux qui en ont découlé.

a. Le développement mondial

Le développement de la société mondiale n'est pas linéaire, mais est caractérisé par une succession de régressions et de progressions, particulièrement au niveau historique (Dartiguepeyrou, 2013). Ainsi, à l'heure actuelle et depuis quelques dizaines d'années, nous sommes dans une phase de « progression », avec un développement mondial qui s'est fortement intensifié (Barra, Hutinet, & Lecuir, 2014). Cette croissance se reflète notamment à travers le développement démographique, social ou encore économique.

Démographiquement, les experts de l'Organisation des Nations Unies (ONU) prédisent que la population mondiale devrait atteindre 9,7 milliards d'habitants d'ici 2050, ce qui représente une augmentation de 2,4 milliards d'habitants en un peu moins de 35 ans (Jones & Anderson, 2015). Cependant, bien plus qu'une « simple » augmentation de la population mondiale, c'est une véritable transition démographique que nous sommes en train de vivre. En effet, les prochaines années seront marquées par des migrations importantes de population entre les pays riches et les pays pauvres (World Bank, 2015).

En ce qui concerne le développement social, nous notons une évolution des modes de consommation (avec une tendance de plus en plus importante à la consommation de masse), ainsi qu'une croissance des besoins alimentaires et énergétiques liée à l'évolution démographique (Agence Européenne pour l'Environnement [AEE], 2015).

⁴ Une définition des différents concepts est proposée dans le deuxième chapitre de cette première partie.

Finalement, nous remarquons que les systèmes socio-économiques de production sont de plus en plus globaux et que le commerce mondial s'intensifie également (Vanston, 2001).

Ces trois types de croissance (démographique, sociale et économique) ne peuvent pas rester neutres quant aux conséquences sur la population mondiale et la planète.

b. Les impacts de notre croissance

En ce qui concerne l'augmentation de la population d'ici 2050 et la transition démographique prévue, cette évolution n'est clairement pas neutre de conséquences. Jones et Anderson (2015) mettent en avant certains impacts, tels que la pauvreté, l'inégalité, la faim, l'augmentation des déchets et une pression encore plus importante sur la santé et les systèmes d'éducation. Les conséquences ne s'arrêtent toutefois pas à celles décrites par ces auteurs et elles englobent d'autres problématiques. En effet, outre ces conséquences sociales et économiques, l'impact environnemental ne doit pas être sous-estimé. Ensuite, l'Agence Européenne pour l'Environnement (AEE) affirme que la croissance de la population, des besoins alimentaires et des besoins énergétiques mènera à terme à une perte de la biodiversité mondiale qui devrait toucher plus particulièrement les pays en voie de développement (AEE, 2015). Finalement, concernant les conséquences de la consommation de masse, de la globalisation et de la croissance du commerce, outre certaines conséquences positives, Vanston (2001) nous rappelle que plusieurs impacts négatifs coexistent. Ainsi, ces évolutions donnent lieu à des inégalités croissantes entre et à l'intérieur même des pays, à une augmentation de la pollution, à la surexploitation de ressources naturelles,... (Vanston, 2001).

A côté de ces conséquences spécifiques, Dartiguepeyrou (2013) utilise une typologie en vue de classer les diverses conséquences de notre croissance et de notre développement intense, qui sont (1) des disparités culturelles, économiques et sociales, (2) de la pauvreté extrême et (3) des problèmes environnementaux. Cette typologie n'a pas pour ambition d'être universelle ni exhaustive, mais elle a l'avantage d'isoler les problèmes environnementaux.

c. Les problèmes environnementaux

Il est évidemment impossible de fournir une liste exhaustive des conséquences environnementales. En effet, ces conséquences sont à la fois diverses, complexes et varient d'une région géographique à l'autre. L'objectif de ce point est d'insister sur le fait que les problèmes environnementaux sont nombreux et importants, plutôt que d'en dresser une liste exhaustive.

Ainsi, actuellement, différents problèmes environnementaux sont connus et reconnus dans le monde. Le premier problème qui vient rapidement à l'esprit est le changement climatique, causé

par l'émission des gaz à effet de serre. Ces derniers sont eux-mêmes causés par les différentes activités humaines et notre développement intense, plus particulièrement par la consommation des énergies fossiles et par la déforestation massive (Programme CO₂ Solidaire, n.d.). Cependant, le changement climatique n'est pas la seule problématique actuelle. Nous retrouvons également les pluies acides, les brouillards photochimiques, les sécheresses et inondations, les pollutions diverses, la dégradation des sols, des nappes phréatiques et des ressources primaires ou encore l'érosion de la biodiversité, sans prétendre à l'exhaustivité (Tyteca, 2015). Dans un récent article de Rockström et al. (2009), plusieurs limites planétaires ont aussi été mises en avant, certaines ayant déjà été dépassées, d'autres étant menacées [annexe 3]. Particulièrement, les seuils d'au moins trois systèmes ont déjà été dépassés : le taux de dégradation de l'environnement (l'érosion de la biodiversité), le changement climatique et les cycles biogéochimiques (Barra et al., 2014 ; Rockström et al., 2009).

Bien que l'érosion de la biodiversité semble s'effacer dans nos consciences au profit d'autres problèmes environnementaux qui nous semblent plus importants, celle-ci reste un problème non pas moins urgent, mais moins médiatisé que le changement climatique (Delvaux, 2011 ; Tutenuit & Stehlin, 2009). Le climat et la biodiversité sont des composantes très importantes de notre planète et la lutte pour l'un ne devrait pas se substituer à la lutte pour l'autre (Rivière, 2013). Sainteny (2015) ajoute également que l'on accorde trop d'importance aux questions du climat, que ce soit politiquement ou médiatiquement. Ce déséquilibre serait, selon lui, encore plus marqué en Europe, par rapport au reste du monde. De plus, il semble que la focalisation extrême sur le problème du climat ait poussé la population à le considérer comme la source des autres problèmes environnementaux, tels que l'érosion de la biodiversité (Sainteny, 2015). Au contraire, il semblerait que ce soit justement l'inverse : l'érosion de la biodiversité serait une source du changement climatique. Sainteny (2015) illustre ses propos par le fait qu'environ 25 % des gaz à effet de serre sont issus de la déforestation (érosion de la biodiversité). Mais même si les liens de causalité entre changement climatique et érosion de la biodiversité peuvent être débattus, les scientifiques reconnaissent maintenant que ces deux problématiques doivent être traitées conjointement (Barra et al., 2014). Ainsi, nous vivons actuellement une transition écologique globale et non, seulement, une transition énergétique (Barra et al., 2014).

Section 2 : L'érosion de la biodiversité

Après avoir abordé de manière très succincte les problèmes environnementaux actuels, il est important de faire le point sur l'état de la biodiversité et de son érosion. Nous commencerons par

un état général de la biodiversité, nous passerons ensuite aux différentes causes de cette érosion et nous terminerons par les enjeux liés à la préservation de la biodiversité.

a. L'état général de la biodiversité

Actuellement, l'érosion de la biodiversité, qui reprend l'érosion génétique, l'érosion spécifique et la dégradation des écosystèmes⁵, est de plus en plus importante (Delvaux, 2011). Cependant, les indicateurs basés sur l'érosion spécifique et le taux de disparition des espèces semblent être les indicateurs utilisés le plus couramment (Barra et al., 2014). Pour donner un aperçu de l'érosion actuelle de la biodiversité, nous avons repris certains de ces indicateurs ci-dessous.

Tout d'abord, l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) publie chaque année une « Liste Rouge » qui suit l'état de la biodiversité dans le monde, constituant ainsi un « inventaire mondial de l'état de conservation global des espèces végétales et animales » (UICN, 2016, para.2). Selon la Liste Rouge 2007, « un mammifère sur quatre, un oiseau sur huit, un tiers de tous les amphibiens et 70 % de toutes les plantes évaluées dans la Liste Rouge étaient en péril en 2007 », « en péril » étant entendu comme « menacés » (Maris & Revéret, 2009, p.53). Et comme le montre la dernière édition de la liste rouge en novembre 2015, ces pourcentages ne sont pas revus à la baisse, bien au contraire. En effet, parmi les 79.837 espèces étudiées, 23.250 espèces ont été classées menacées. Ce classement est issu de plusieurs années de recherche, concertation et validation, et est basé sur plusieurs critères quantitatifs (UICN, 2016). L'annexe 4 reprend de manière synthétique les diverses catégories de classification.

En mars 2015, l'AEE a également publié un rapport intitulé « L'environnement en Europe : état et perspectives 2015 – Synthèse » (AEE, 2015). Ce rapport confirme la Liste Rouge de l'UICN et met en évidence l'état de conservation des espèces et des habitats en fonction du type d'écosystème [figure 1]. Les données reprises dans la figure 1 sont tirées du rapport 2007–2012, en Europe, et les nombres entre parenthèses correspondent au nombre de mesures par écosystème. Il ressort de ce graphique que 60 % des espèces et 77 % des habitats sont dans des états de conservation jugés défavorables (AEE, 2015). Dans le champ de cette étude, les espèces et habitats sont classés en « défavorable – inadéquat » quand il est nécessaire de modifier leur gestion, mais qu'il n'y a pas de risque d'extinction dans un avenir proche ; ou classés en « défavorable – médiocre » quand il y a un grave danger d'extinction, au moins au niveau régional (Commission européenne, 2015).

⁵ La définition du concept de biodiversité et de ses trois approches (par les gènes, par les espèces et par les écosystèmes) sera analysée en profondeur dans le deuxième chapitre de cette première partie.

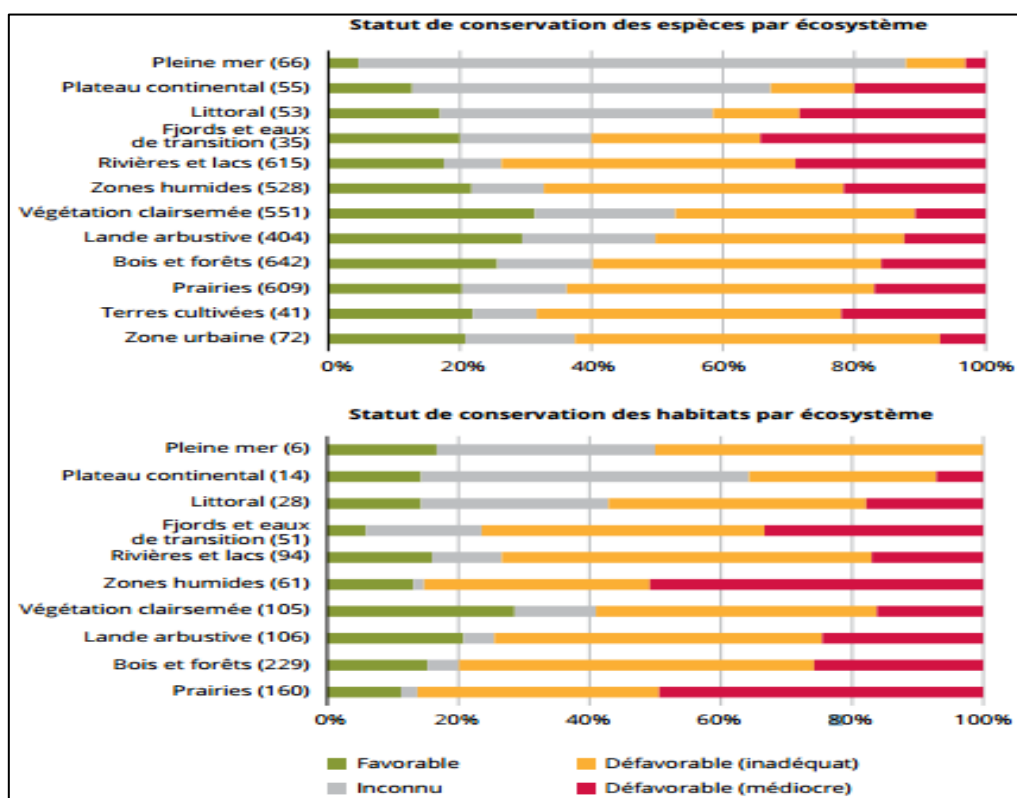


Figure 1 : Statut de conservation des espèces et habitats par écosystème (AEE, 2015, p.58)

Outre ces deux rapports, d'autres index et indicateurs ont été créés pour mesurer l'érosion de la biodiversité. C'est le cas du « Living Planet Index » (LPI), créé par le World Wildlife Fund (WWF), dont l'objectif est de mesurer la diversité biologique basée sur les variations d'abondance de plus de 16.000 populations représentant plus de 3.600 espèces. Bien que cet indicateur ne prenne en compte qu'une infime proportion des espèces connues à ce jour, il reste quand même un outil très utile pour les scientifiques, les décideurs et le public en général (Karakowsky & Guriel, 2014). L'avantage de cet indicateur est qu'il est multiple. En fonction de sa formule et des populations prises en compte, il sera soit global, tempéré ou tropical (Karakowsky & Guriel, 2014). Cet indicateur va malheureusement dans le même sens que les conclusions décrites ci-dessus. En effet, selon le LPI global, 52 % des populations d'espèces vertébrées étudiées sont en déclin entre 1970 et 2010. En d'autres termes, pour 52 % des espèces étudiées, le nombre d'animaux individuels appartenant à cette espèce est en déclin et cette tendance ne semble pas près de se renverser (WWF, 2014).

Cette érosion croissante de la biodiversité pousse aujourd'hui chercheurs et scientifiques à évoquer une probable sixième extinction de masse, dont la cause serait, pour la première fois, uniquement humaine et non pas naturelle (Centre d'Analyse Stratégique [CAS], 2009 ; Maris, 2011). En effet, le taux actuel d'extinction des espèces est de 10 à 100 fois supérieur à celui estimé lors des autres extinctions de masse (Maurel, 2011).

Il est à noter que ces indicateurs ne prennent majoritairement en compte qu'une seule approche de la biodiversité, l'approche par les espèces. A l'heure actuelle, des experts cherchent à créer des tableaux de bord rassemblant plusieurs indicateurs individuels de manière à pouvoir combiner plusieurs approches de la biodiversité. Néanmoins, il est illusoire de tenter de trouver des indicateurs uniques (au contraire de tableaux de bord) permettant de prendre en compte plusieurs composantes de la biodiversité en une seule unité (CAS, 2009). En effet, les multiples dimensions de la biodiversité sont difficilement résumées dans un seul indicateur (Barra et al., 2014).

b. Les causes de l'érosion

Comme nous l'avons décrit ci-dessus, la première cause de l'érosion de la biodiversité est notre croissance et notre développement intense (démographique, social et économique). Néanmoins, certains auteurs entrent plus profondément dans les détails des causes de cette érosion.

Tout d'abord, il semble y avoir un manque de connaissances de la population à propos de la biodiversité, de ses bénéfices et de ses limites (Maurel, 2011). Barra et al. (2014) ajoutent également un désintérêt de la population concernant les questions de biodiversité, ainsi qu'un sentiment d'impuissance face à une problématique aussi large et complexe. Ensuite, il existe également des défaillances économiques, telles que des apports de la biodiversité sous-évalués dans la prise de décision (publique ou privée) qui alourdissent la pression sur la biodiversité ou encore des externalités environnementales laissées de côté et non internalisées (Maurel, 2011). Pour terminer, le Millennium Ecosystem Assessment⁶ (MEA) et le Centre d'Analyse Stratégique⁷ (CAS) résument les causes de l'érosion de la biodiversité en cinq causes principales qui semblent faire l'objet d'un consensus global parmi les scientifiques : « la dégradation des habitats, la pollution, les espèces envahissantes, les changements climatiques et la surexploitation des ressources biologiques sauvages » (CAS, 2009, p.45).

c. Les enjeux de la préservation de la biodiversité

D'un point de vue humain, il semble désormais incontestable que le bien-être humain est impacté par la diversité biologique et le bon fonctionnement des écosystèmes (Haines-Young & Potschin, 2009). La population bénéficie en effet de la biodiversité de plusieurs façons : esthétiquement, culturellement, mais aussi grâce à tous les services⁸ provenant de cette biodiversité (par exemple,

⁶ Groupe de travail lancé par l'ONU en 2001. Cette initiative sera analysée dans le deuxième chapitre de cette première partie.

⁷ Institut français d'expertise rattaché au Premier ministre et remplacé en 2013 par France Stratégie.

⁸ Ces services sont appelés services écosystémiques et seront définis dans le deuxième chapitre de cette première partie.

la régulation du climat et la formation du sol) (Balmford et al., 2002). La biodiversité contribue également à la sécurité et à la santé (Millennium Ecosystem Assessment [MEA], 2005a). Il en découle que l'érosion de la biodiversité aura un impact négatif important sur le bien-être humain. Maurel (2011) distingue les impacts globaux tels que l'insécurité alimentaire, le changement climatique ou encore la propagation de diverses maladies ; et les impacts locaux tels que des espèces invasives et un manque d'eau potable. En conséquence, la question de la préservation de la biodiversité est une question essentielle qui touche l'ensemble de la population et dont l'enjeu est de première importance de par son échelle. De plus, la résilience (l'adaptation aux perturbations) de notre société ne sera possible qu'avec le maintien et le renforcement de la résilience de la biodiversité et des écosystèmes (AEE, 2015).

Ensuite, en ce qui concerne les entreprises et les organisations, l'enjeu de la protection de la biodiversité est également très important. En effet, elles dépendent directement de la biodiversité grâce à toutes les ressources qu'elles utilisent et qui sont souvent le socle des différentes activités industrielles. C'est l'économie tout entière qui repose sur la biodiversité, alors que la majorité de la population n'en a pas conscience (Barra et al., 2014). Et comme les risques et les coûts de l'érosion de la biodiversité n'ont pas encore été introduits dans nos systèmes économiques, les différentes entreprises continuent à agir aux dépens de la biodiversité et à l'éroder (AEE, 2015). L'importance de l'enjeu est également confirmée par le fait que la perte de biodiversité est, dans la majorité des cas, irréversible (Colon, Mattersdorf, & Pavageau, 2009 ; de Sadeleer, 1993).

Finalement, selon le principe de durabilité forte, la biodiversité (et plus particulièrement le capital naturel) ne peut pas être remplacée par du capital économique ou humain (Pelenc & Ballet, 2015). Ce principe considère que le capital naturel, constitué d'éléments fondamentaux et irremplaçables, ne peut être substitué par d'autres formes de capital ou de progrès technologique (Boutaud, 2007). Dans ce contexte de durabilité forte, l'enjeu de la protection de la biodiversité est encore plus important, car sans limitation de l'érosion de la biodiversité, le capital naturel va disparaître peu à peu et ne pourra donc pas être remplacé par un autre type de capital (TEEB, 2010a).

Ce courant de pensée s'oppose toutefois au courant de durabilité faible selon lequel tout dommage environnemental peut être compensé par des avancées technologiques ou manufacturières (Pelenc & Ballet, 2015). L'approche de la durabilité faible a été inaugurée par la théorie d'Hotelling en 1931 et a été complétée par la règle d'Hartwick en 1977 (Harribey, 1997). Selon la théorie d'Hotelling posant la question de la gestion intertemporelle des ressources non renouvelables, le prix d'une telle ressource augmente en fonction de la rareté et

à mesure que les stocks diminuent (Boutaud, 2007). Le stock de ressources étant donné, une façon de le gérer optimalement était de déterminer le taux d'extraction qui apporterait le revenu maximum sur la période d'extraction (Diemer, n.d.). De ce fait, la théorie d'Hotelling propose un profil optimal d'extraction des ressources, compte tenu du taux de préférence temporelle (OCDE, 2009). Ce profil optimal stipule que « le prix de la ressource naturelle et donc la rente qui lui est attachée, doit croître à un taux égal à celui du taux d'actualisation (taux d'intérêt) » (Diemer, n.d., p.4). Cette théorie a été étendue et a abouti au concept de soutenabilité faible d'Hartwick (Hartwick, 1997). En se basant sur la théorie d'Hotelling, Hartwick argumente que cette rente doit être utilisée pour le financement et le développement de produits de substitution, remplaçant la ressource épuisable (Boutaud, 2007). Pour autant que la technologie nécessaire soit disponible, cela devrait permettre la croissance dans le temps et l'équité intergénérationnelle (Gadrey & Lalucq, 2015). Considérant l'ensemble de la nature, capital physique, capital humain et capital naturel seraient parfaitement substituables (Gadrey & Lalucq, 2015) et l'enjeu de la protection de la biodiversité revêtirait moins d'importance dans ce contexte de durabilité faible.

Il est à noter que ce n'est pas tant le principe d'évaluation économique de la biodiversité qui découle de la théorie de durabilité faible ou forte, mais bien les utilisations qui sont faites du principe. Ainsi, certaines utilisations s'inscriront dans un contexte de durabilité faible (par exemple, la majorité des approches de Reporting Intégré (RI) (Ionescu, 2016) ou encore les divers mécanismes de marché), tandis que d'autres découleront plutôt du courant de durabilité forte.

Section 3 : L'évaluation économique de la biodiversité comme solution face à l'érosion

Nous allons maintenant aborder la conscience écologique de la population. Nous mettrons ensuite en évidence la solution prônée par les experts depuis quelques années pour lutter contre l'érosion de la biodiversité, avant de discuter la capacité de cette solution à régler à elle seule la problématique de l'érosion de la biodiversité.

a. La conscience écologique

Le cheminement qui vient d'être décrit dans les premières pages de ce mémoire, faisant le lien explicite entre la croissance mondiale et les conséquences environnementales, est avant tout un cheminement intellectuel, une évolution de nos croyances et de nos valeurs. Ce cheminement illustre ce que Dartiguepeyrou (2013) nomme notre conscience écologique. Actuellement, nous sommes véritablement témoins d'une prise de conscience généralisée des divers impacts du développement mondial. Un des premiers signes de conscience écologique semble dater de 1962

aux Etats-Unis, avec la parution de « Silent Spring » de Rachel Carson mettant en avant les conséquences négatives de l'utilisation abusive du DDT⁹ (Dunlap, 2008). Ensuite, en 1972, le rapport « Limits to Growth » argumentait que la poursuite de la croissance conduirait à un effondrement économique, démographique et environnemental (Barra et al., 2014). Depuis cette époque, la population mondiale semble avoir compris qu'elle devait dorénavant prendre en compte la biodiversité dans l'économie et les décisions en général (Maurel, 2011).

b. Une solution nécessaire et urgente

Malgré cette prise de conscience écologique, les initiatives pour lutter contre l'érosion de la biodiversité sont encore trop peu nombreuses. Parmi elles, les politiques et régulations mises en place par l'Union européenne ne semblent pas avoir porté leurs fruits, à en croire les indicateurs de biodiversité (FERN, 2014a). Malgré plusieurs initiatives européennes telles que l'expansion des zones Natura 2000 (actuellement, 18 % de la surface terrestre de l'Union européenne) ou encore la réintroduction d'espèces, il était clair en 2010 que l'érosion n'était pas freinée (AEE, 2015). Nous remarquons aussi que les initiatives ne dépassent que trop rarement la protection d'habitats ou d'espèces spécifiques et ne tentent pas de conserver la biodiversité dans son ensemble (Barra et al., 2014 ; Jones-Walters & Mulder, 2009).

Dès lors, comment pourrions-nous lutter efficacement contre l'érosion de la biodiversité ? Milanesi nous apporte un début de réponse, aujourd'hui repris par une majorité de chercheurs : « la nature disparaît parce qu'elle n'a pas de valeur économique » (2010, p.1). Plusieurs voix se sont déjà élevées, argumentant qu'il était impossible de protéger quoi que ce soit tant qu'il n'y a pas de valeur économique attachée (Evea, 2013). Pour ne citer que les exemples fréquemment repris dans la littérature (Rankovic & Billé, 2013), en 1988 déjà, l'économiste Randall affirmait qu'évaluer économiquement la biodiversité était une des meilleures solutions pour limiter son érosion (Randall, 1988). Ensuite, selon Myers et Reichert (1997, p.19), « we don't protect what we don't value » (la valeur étant la valeur économique). Finalement, plus récemment lors de l'initiative The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB), l'évaluation économique a encore été mise en avant. Il a été conclu lors de cette initiative que « le manquement à représenter les valeurs économiques entières des écosystèmes et de la biodiversité a joué un rôle important dans leur perte et dégradation en continu » (TEEB, 2010a, p.10).

Nous sommes toutefois loin d'avoir atteint un consensus à propos de l'idée d'évaluation économique de la biodiversité et un important débat concernant la légitimité éthique du principe

⁹ Le nom scientifique du DDT est le dichlorodiphényltrichloroéthane. Il s'agit d'un pesticide.

a d'ailleurs émergé. Rankovic et Billé (2013) citent certains experts qui se sont positionnés contre le principe d'évaluation économique de la biodiversité. Ainsi, Claude Henry souligne la dimension négociée des exercices d'évaluation économique de la biodiversité et Geoffrey Heal argumente que nous conservons beaucoup de choses que nous n'évaluons pas (Rankovic & Billé, 2013). Pourtant, bien que ce principe soit rejeté par certains scientifiques et environnementalistes, le soutien apporté par de nombreux pays libéraux de l'Organisation de Coopération et de Développement Economiques (OCDE), par plusieurs lobbies et par l'UICN pourrait bien propulser cette solution comme la meilleure solution pour lutter contre l'érosion de la biodiversité (Delvaux, 2011). Quoiqu'il en soit, des moyens efficaces doivent de toute urgence être mis en œuvre et l'évaluation économique de la biodiversité se présenterait quand même comme une solution intéressante pour enrayer l'érosion (Maris & Revéret, 2009).

c. Une solution miracle ?

Cependant, l'évaluation économique de la biodiversité n'est sûrement pas la solution miracle. Si l'on voulait réellement contrer l'érosion de la biodiversité, il faudrait s'attaquer à l'origine même du problème. En d'autres termes, il faudrait s'attaquer directement à la croissance, arrêter toute activité menaçante et restaurer ce qui a déjà été endommagé. De manière plus concrète, selon Maris et Revéret (2009, p.53), cela signifierait « la remise en friche des cultures intensives, l'arrêt des coupes forestières, l'investissement massif de ressources scientifiques, économiques et humaines dans la restauration des milieux naturels, une réduction maximale de la pêche, des émissions de gaz à effet de serre, des flux de biens et de personnes à travers le monde, et pourquoi pas même un contrôle de la population humaine ». Mais il est certain qu'aucun Etat, population ou organisation ne sera jamais prêt à faire de tels sacrifices et qu'une solution raisonnable et plausible doit être envisagée (Maris & Revéret, 2009).

Nous pensons que le seul usage de l'outil économique peut mener à des dérives, si ce n'est pas encore le cas. L'évaluation économique de la biodiversité pourrait mener, à terme, à une marchandisation de cette biodiversité. Gadrey et Lalucq (2015) affirment également que les outils économiques ne sont qu'une partie de la solution face à l'érosion de la biodiversité. Ils ajoutent qu'une information fiable, des lois, de l'éducation, des réformes, des lanceurs d'alertes ou encore des réformes politiques doivent être appliqués complémentaires aux outils économiques. L'évaluation économique n'est pas une panacée, mais plutôt un rééquilibrage des différents outils économiques qui doit être concilié avec d'autres initiatives (TEEB, 2010a).

CHAPITRE II : CONCEPTS CLES

A travers tous les articles, livres et rapports lus, il se dégage une certaine confusion entre les différents concepts. En effet, selon D'Humières (2013, p.65), il semble que « plus les concepts se banalisent, plus leur définition devient confuse ». Particulièrement, depuis quelques années, les concepts se banalisent et certains en viennent à parler de « monétarisation de la nature ». Mais finalement, ce concept de « monétarisation de la nature » ne signifie plus grand-chose, si ce n'est un concept très vaste, sans réelle définition. De plus, beaucoup de débats existent encore et toujours quant aux définitions exactes des différentes notions (Bonin & Antona, 2012 ; Kill, 2014). Or, des concepts inconsistants et des définitions floues ne permettent pas d'étudier l'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques et laissent aux différentes parties prenantes le loisir de choisir les définitions qui leur conviennent le mieux (Kill, 2014 ; Nahlik, Kentula, Fennessy, & Landers, 2012). Ce chapitre a donc pour objectif de lever le voile sur ces différentes notions en utilisant les définitions les plus susceptibles d'être partagées par les auteurs et experts (ONU, Union européenne,...), ainsi que de proposer une certaine harmonisation des définitions.

Nous commencerons par les définitions de nature plutôt « écologique », avant de passer aux définitions relatives à l'évaluation économique et nous terminerons par les évolutions sémantiques apparues au fil des rapports, sommets et articles.

Section 1 : Nature, biodiversité ou services écosystémiques ?

Il convient de commencer par définir les différents concepts « écologiques ». Ensuite, nous étudierons particulièrement le concept de services écosystémiques, avant d'introduire le cadre conceptuel utilisé tout au long du mémoire et les différents liens entre la nature, la biodiversité et les services écosystémiques.

a. Définition des concepts

En réalité, nous devons distinguer plusieurs termes : nature, capital naturel, environnement, biodiversité, ressource biologique, écosystème, biens et services écosystémiques, services environnementaux et services écologiques. Les différentes définitions proposées et utilisées dans la suite de ce mémoire sont reprises de manière synthétique à l'annexe 5.

Pour commencer, définir la notion de **nature** n'est pas une tâche simple. En effet, ce concept, plus complexe qu'il n'y paraît, s'utilise en tant que nom ou adjectif et rassemble plusieurs définitions. En nous focalisant sur la définition qui nous intéresse, la notion de nature en tant que nom renvoie à « l'environnement biophysique défini par le relief, le sol, le climat, l'eau, la

végétation en tant qu'il sert de cadre de vie à l'espèce humaine et aux autres espèces vivantes » (Office québécois de la langue française, 2003, para.1).

Il est important de ne pas confondre le concept de nature et de **capital naturel**. Le capital naturel (au même titre que le capital économique et humain) est « la base de production de l'économie humaine et le fournisseur des services écosystémiques » (AEE, 2015, p.53) et implique une connotation économique que le concept de nature n'implique pas. Une définition légèrement différente est fournie par le TEEB (2010a, p.41) où le capital naturel est défini comme la « métaphore économique pour parler des stocks limités de ressources physiques et biologiques sur Terre, et de la capacité limitée des écosystèmes à fournir des services écosystémiques ». L'utilisation de plus en plus systématique du concept de capital naturel prouve que la société civile reconnaît petit à petit que la nature joue un rôle dans nos systèmes socio-économiques et a un impact sur le bien-être de la population (AEE, 2015).

L'**environnement** peut être défini comme étant « l'ensemble des éléments physiques, chimiques ou biologiques, naturels et artificiels, qui entourent un être humain, un animal ou un végétal, ou une espèce » (Larousse encyclopédie, n.d., para.1). L'environnement ne se réduit donc pas à la nature et englobe des enjeux qui n'ont rien de naturel, même si la nature constitue une part importante de l'environnement (on parle alors d'environnement naturel) (de Sadeleer, 2015). Ainsi, la politique environnementale européenne reprend aussi bien la gestion des déchets, la lutte contre l'érosion de la biodiversité, contre le changement climatique ou contre la pollution de l'eau et de l'air (Parlement européen, 2016). Il ne faut dès lors pas confondre la monétarisation du carbone, dont l'objectif est la lutte contre le changement climatique, et l'évaluation économique de la biodiversité. Ce mémoire concerne uniquement l'évaluation économique de la biodiversité et nous n'aborderons pas le marché carbone, par exemple. En outre, en matière juridique, Didier (2013) nous confirme qu'il n'existe pas de définition de la notion d'environnement. Seule la convention de Lugano de 1993 nous offre une ébauche de définition de l'environnement, qui est alors défini comme étant « les ressources naturelles abiotiques et biotiques, telles que l'air, l'eau, le sol, la faune et la flore, et l'interaction entre les mêmes facteurs ; les biens qui composent l'héritage culturel ; et les aspects caractéristiques du paysage » (de Sadeleer, 2015, p.20 ; Didier, 2013).

Ensuite, la notion de **biodiversité**, ou encore de **diversité biologique**, renvoie quant à elle à un concept souvent malmené par les médias qui tentent de la réduire à des « petites bêtes » ou à des espèces et habitats remarquables. Au contraire, le concept de biodiversité est un concept complexe, multidimensionnel et dynamique (Barra et al., 2014). Selon l'article 2 de la

Convention sur la Diversité Biologique (CDB), la diversité biologique est définie comme étant 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 les espèces et ainsi que celle des écosystèmes » (Organisation des Nations Unies [ONU], 1992, p.3). Cette définition met en avant les écosystèmes, alors que les scientifiques auraient tendance à privilégier les gènes ou les espèces (Barbault, 2011). En général, les divers articles résument la biodiversité comme la « diversité génétique, spécifique et écologique » (Barbault, 2011, para.8). Nous notons aussi que certains auteurs prennent en compte une définition plus large basée notamment sur le TEEB (2010), et selon laquelle la biodiversité correspondrait à la « diversité des gènes, des individus, des populations, des espèces, des communautés, des écosystèmes et des biomes » (Raquez, 2013, p.4). Pour finir, la diversité ne correspond pas seulement à l'abondance mais également à la répartition spatiale, à la composition ou aux traits et types fonctionnels (Raquez, 2013).

Conformément à la définition de la biodiversité donnée ci-dessus, quand nous parlons d'**érosion de la biodiversité**, il s'agit donc de la diminution de la diversité entre gènes, espèces et écosystèmes (les trois composantes de la biodiversité). Il ne s'agit pas seulement de la disparition des espèces (Barra et al., 2014), comme pourraient le faire penser les indicateurs que nous avons utilisés pour l'analyse de l'érosion de la biodiversité. Néanmoins, ces indicateurs basés sur l'érosion spécifique sont les plus communs et sont ceux qui se retrouvent majoritairement dans la littérature.

Nous remarquons que la biodiversité est souvent déclinée en **biodiversité remarquable** et en **biodiversité ordinaire** (générale). La biodiversité remarquable correspond à des gènes, espèces et habitats spécifiques ayant une valeur intrinsèque et non économique (CAS, 2009). La biodiversité ordinaire n'a pas de valeur intrinsèque identifiée, mais elle est associée à un autre type de valeur en raison de son abondance et de ses multiples interactions (CAS, 2009). Les scientifiques ne cherchent alors à évaluer économiquement que la biodiversité ordinaire¹⁰. Cette distinction n'est pas biologique, au contraire elle est économique, sociologique et parfois juridique (CAS, 2009).

Les **ressources biologiques** ne doivent pas être confondues avec la diversité biologique (OCDE, 2002). Les ressources biologiques, depuis les gènes jusqu'aux écosystèmes, composent mais ne se résument pas à la diversité biologique, cette dernière étant la diversité entre les diverses

¹⁰ Néanmoins, dans la suite de ce mémoire, nous parlerons d'évaluation économique de la biodiversité, étant sous-entendue la biodiversité ordinaire.

ressources biologiques (OCDE, 2002). En effet, quand nous voulons évaluer économiquement la diversité biologique, c'est la valeur de la diversité que nous voulons estimer et non pas la valeur d'une ressource biologique (Maris & Revéret, 2009). La distinction est relativement difficile à percevoir lors des exercices d'évaluation économique, mais se perçoit mieux lorsque l'exercice porte sur le changement dans la biodiversité plutôt que sur la valeur de la biodiversité en elle-même (Maris & Revéret, 2009).

Les **écosystèmes** sont quant à eux définis, toujours selon l'article 2 de la CDB, comme étant « le complexe dynamique formé de communautés de plantes, d'animaux et de micro-organismes et de leur environnement non-vivant qui, par leur interaction, forment une unité fonctionnelle » (ONU, 1992, p.4). La définition apportée par l'Union européenne correspond presque mot pour mot à celle-ci (Union européenne, 2010). De plus, comme nous l'avons mentionné ci-dessus, il s'agit d'une composante parmi les trois composantes de la biodiversité (TEEB, 2010c). Par exemple, il peut s'agir d'un désert, d'un récif corallien ou d'un parc urbain (Raquez, 2013).

Les **services écosystémiques** ont été définis dans le cadre du MEA. Selon la définition donnée lors du MEA, les services écosystémiques sont « les bénéfices que les humains tirent des écosystèmes » (MEA, 2005b, p.9). Cette définition semble faire l'objet d'un accord parmi les scientifiques. Pourtant, certains chercheurs ont émis la volonté de trouver une définition qui mette en évidence le lien entre les services écosystémiques et le bien-être humain (Bonin & Antona, 2012). L'Union européenne nous fournit une définition légèrement différente répondant à cette volonté. Les services écosystémiques sont alors définis comme étant le « flux » émanant du capital naturel : ils représentent la « contribution qu'apportent les écosystèmes au bien-être de l'humanité » (AEE, 2015, p.51). Économiquement parlant, ces flux peuvent être comparés aux dividendes perçus du capital naturel (TEEB, 2010a). Notons qu'il serait abusif de parler de services rendus par les écosystèmes, car c'est bien la population mondiale qui se sert, et non la biodiversité qui nous fournit (Barbault, 2011). Nous remarquons également que les écosystèmes sont sources de « déservices », qu'il faudra idéalement prendre en compte lors des évaluations économiques (Raquez, 2013).

En ce qui concerne le concept de **biens et services écosystémiques**, il s'agit purement et simplement d'un synonyme du concept de services écosystémiques (TEEB, 2010a). En effet, le terme services écosystémiques représente à la fois des services et des biens (Braat & De Groot,

2012). Concrètement, la majorité des biens écosystémiques se retrouvent dans la catégorie des services d’approvisionnement¹¹.

Aucun accord n’a cependant émergé en ce qui concerne la définition des **services environnementaux**. Pour certains auteurs dont Mollard, il s’agit d’un synonyme du concept de services écosystémiques, comme dans le cas des Paiements pour les Services Environnementaux¹² (Bonin & Antona, 2012 ; Lamarque, Quétier, & Lavorel, 2011). Pour d’autres auteurs dont Lugo, ces deux concepts sont différents et les services environnementaux sont définis comme étant les services rendus par la population aux écosystèmes et impliquent une action humaine (Bonin & Antona, 2012). Selon cette définition, actuellement, les services environnementaux se rapportent presque exclusivement à l’agriculture et aux services rendus par les agriculteurs pour protéger la biodiversité. Bonin et Antona (2012) commentent ces deux concepts en précisant que nous sommes peut-être à l’aube d’un glissement sémantique, d’un changement de paradigme, passant des services écosystémiques aux services environnementaux. Finalement, il ne semble pas y avoir de consensus sur ces deux définitions ni même sur leurs différences (Bonnin, 2012).

Le terme de **services écologiques** semble, quant à lui, être un synonyme de services écosystémiques. Peu d’informations sur ce concept ont pu être recueillies, car il est largement moins utilisé que le concept de services écosystémiques. Nous remarquons que ces concepts sont majoritairement utilisés indistinctement (CAS, 2009 ; Chevassus-au-Louis, 2011a ; Demeulenaere, 2010). Cependant, il semblerait que certains auteurs limitent ce concept aux services fournis par une espèce ou un groupe d’espèces et non par des écosystèmes (Losey & Vaughan, 2006, cités dans Lamarque et al., 2011). Nous prenons toutefois l’hypothèse que ces deux concepts sont synonymes.

b. Les services écosystémiques

Plus précisément, nous allons maintenant nous attarder sur le concept de services écosystémiques, qui est au cœur de ce mémoire. Quatre types de services écosystémiques ont été définis dans le cadre du MEA : les services d’approvisionnement, les services de régulation, les services culturels et les services récréatifs (MEA, 2005a, 2005b). Ceux-ci sont repris dans la figure 2. Cette classification est un outil heuristique qui permet d’illustrer de manière relativement compréhensible, la complexité des services écosystémiques (Nahlik et al., 2012).

¹¹ La prochaine sous-section approfondit la notion de services écosystémiques et ses différentes sous-catégories.

¹² Les Paiements pour les Services Environnementaux (PSE) sont une utilisation attendue du principe et seront traités dans la deuxième partie de ce mémoire.

Les **services d’approvisionnement ou de fourniture de biens** font généralement l’objet d’un marché et leur valeur peut déjà être évaluée. Il s’agit des biens tels que le bois, la biomasse, l’eau douce, les récoltes, les plantes médicinales, les médicaments dérivés de plantes,... (Gadrey & Lalucq, 2015 ; MEA, 2005a ; TEEB, 2010a). Ensuite, les **services de régulation et de maintenance** sont des fonctions remplies par les écosystèmes. Le filtrage de l’eau, de l’air et le contrôle des précipitations sont des exemples fréquemment repris dans la littérature (Gadrey & Lalucq, 2015). Mais nous retrouvons également la lutte contre les parasites et les maladies (AEE, 2015) ou encore la régulation du climat grâce au stockage du carbone, la pollinisation et la protection contre les catastrophes naturelles (TEEB, 2010a). Les **services culturels**, quant à eux, n’apportent pas de bénéfice matériel direct. Il s’agit entre autres de la valeur esthétique de certains paysages, de la valeur spirituelle des forêts sacrées,... (Gadrey & Lalucq, 2015). Ce sont donc toutes les interactions spirituelles, esthétiques, religieuses, culturelles, éducatives ou encore morales avec les écosystèmes (AEE, 2015). Finalement, les **services d’appui ou d’auto-entretien** permettent le bon fonctionnement des différents écosystèmes et sont essentiels aux autres services écosystémiques. Particulièrement, il peut s’agir de la photosynthèse, de la formation des sols ainsi que du cycle des nutriments (azote, phosphore,...) (Chevassus-au-Louis, 2011a ; Gadrey & Lalucq, 2015). Il s’agit des services essentiels à la vie, dont la protection doit primer sur tout autre intérêt (Barbault, 2011).

Services d'approvisionnement	Services de régulation	Services culturels
<i>Produits tirés des écosystèmes</i>	<i>Avantages découlant de la régulation des processus écosystémiques</i>	<i>Avantages non-matériels découlant des écosystèmes</i>
Nourriture Eau douce Bois combustible Fibre Produits biochimiques Ressources génétiques ...	Régulation du climat Régulation des maladies Régulation de l'eau Purification de l'eau Pollinisation ...	Spirituels Religieux Récréation Ecotourisme Esthétiques Educatifs Héritage culturel Sentiment d'enracinement ...
Services d'appui		
<i>Services nécessaires pour la production de tous les autres services écosystémiques</i>		
Formation du sol, cycle des nutriments, production primaire,...		

Figure 2 : Typologie des services écosystémiques basée sur le MEA (Bonin & Antona, 2012, p.4)

Cette typologie, consacrée par le MEA, est la typologie générale utilisée à l'heure actuelle en ce qui concerne les services écosystémiques. Il est à noter que d'autres typologies des services écosystémiques existent dans la littérature. Par exemple, la Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) offre une typologie basée sur celle du MEA mais semble plus adaptée à la comptabilité. La différence majeure par rapport au MEA se situe dans les services de régulation qui comprennent les services de régulation et les services d'appui, tels que définis par le MEA (Science communication unit, 2015). Cette différence permet d'éviter la double comptabilisation de ces services, car certains services d'appui peuvent déjà se retrouver dans les services de régulation. Nous notons cependant que le MEA avait également recommandé de ne pas évaluer économiquement les services d'appui pour éviter ces doubles comptabilisations (CAS, 2009).

Pour aller plus loin que la typologie présentée ci-dessus, le MEA a également tenté d'illustrer les relations entre ces services écosystémiques et le bien-être humain [annexe 6]. Pour cela, les quatre catégories de services écosystémiques ont été reliées à divers composants du bien-être humain (sécurité, santé, relations sociales,...). Ce graphe permet de mettre en évidence le lien avec le bien-être humain et correspond davantage à la définition des services écosystémiques donnée par l'AEE. Néanmoins, cette représentation met également en évidence les multiples interrelations entre les systèmes écologiques et les systèmes sociaux, dont les services écosystémiques forment l'interface, et démontre dès lors la difficulté d'appréhension des services écosystémiques (Raquez, 2013). Cette complexité implique que la typologie proposée soit discutable, mais nous notons qu'elle semble faire l'objet d'un consensus international et peut être utilisée comme base théorique de ce mémoire.

c. Le cadre conceptuel

L'objectif de ce point est de définir le cadre conceptuel, c'est-à-dire définir les liens et relations entre les différentes notions traitées dans ce mémoire (Puydarrieux, 2013). Il s'agit de représenter la logique sous-jacente aux services écosystémiques, par rapport à la biodiversité (Haines-Young & Potschin, 2009). Dans le domaine de l'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques, plusieurs cadres conceptuels existent : le cadre DPSIR (Driving forces, Pressures, State, Impact, Responses), le cadre cascade ou encore des cadres plus spécifiques, comme ceux construits et utilisés lors de l'évaluation nationale des écosystèmes britanniques ou lors de l'évaluation espagnole des écosystèmes pour le millénaire (Puydarrieux, 2013). Il est important de bien définir le cadre conceptuel utilisé dans ce mémoire et sur lequel nous nous

basons pour la suite de l'analyse, car les différents cadres conceptuels impliquent des débats différents (Puydarrieux, 2013).

Dans le cadre de ce mémoire, nous avons uniquement utilisé le cadre conceptuel qualifié de cadre cascade [figure 3] (Haines-Young & Potschin, 2009). Le choix de ce cadre conceptuel a été motivé par le fait qu'il s'agit du cadre majoritairement et internationalement reconnu (lors du MEA, du TEEB, du rapport du CAS,...). Bauler nous a également confirmé que les relations entre biodiversité et services écosystémiques étaient majoritairement basées sur ce cadre cascade (Bauler, communication personnelle). Ce cadre permet de mettre en évidence « les liens entre les processus biologiques, les fonctions écologiques, les services écosystémiques et les bénéfices qui en découlent pour les populations humaines qui les utilisent » (Puydarrieux, 2013, p.19). Dans la réalité, les relations ne sont toutefois pas aussi simples et linéaires, mais le but est de faciliter la compréhension de tout un chacun en représentant une relation de cascade, une sorte de chaîne de production (Haines-Young & Potschin, 2009).

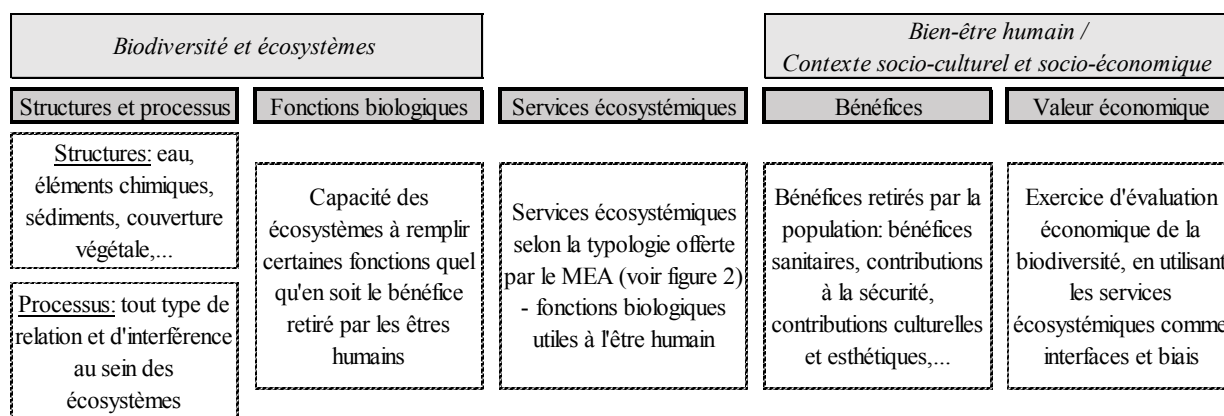


Figure 3 : Le cadre conceptuel cascade, à lire de gauche à droite (adapté selon Braat & De Groot, 2012 ; Haines-Young & Potschin, 2009 ; TEEB, 2010a)

Les différentes relations mises en avant par le cadre cascade [figure 3] peuvent être synthétisées comme suit : la biodiversité et les écosystèmes sont construits autour de différents processus et structures (par exemple, le cycle des nutriments). Ces différents processus et structures sont à la base de diverses fonctions biologiques, définies comme étant le résultat des processus écosystémiques quelle qu'en soit l'utilisation faite par les êtres humains (par exemple, la purification de l'eau). Ces fonctions biologiques constituent donc la capacité ou la possibilité de l'écosystème de faire quelque chose (Haines-Young & Potschin, 2009). Si elles sont utiles et utilisées par les êtres humains, ces fonctions deviennent des services écosystémiques (par exemple, fournir de l'eau propre et pure). En conséquence, la condition préalable aux services écosystémiques est que la population puisse retirer un bénéfice de la fonction biologique

complémentaire (Haines-Young & Potschin, 2009). Les bénéfices que la population peut en retirer sont multiples : nutrition, plaisir, sécurité,... (Braat & De Groot, 2012). Au final, les services écosystémiques sont une « étiquette » qui représente les biens et services utiles que la biodiversité offre directement et indirectement (Braat & De Groot, 2012). L'exemple complet, relatif à l'eau, utilisé dans ce paragraphe se retrouve à l'annexe 7.

d. Les liens entre nature, biodiversité et services écosystémiques

Après avoir analysé le cadre conceptuel, nous allons expliquer divers liens entre les concepts de nature, biodiversité et services écosystémiques. Il faut cependant garder à l'esprit que les liens décrits ci-dessous ne représentent pas toute la complexité des écosystèmes et de la biodiversité et en offrent une vision biaisée.

Tout d'abord, nous avons remarqué un glissement sémantique¹³ au fil des années de la notion de « nature » à la notion de « biodiversité » (Gadrey & Lalucq, 2015). La biodiversité est dans le prolongement de la notion de nature mais est plus précise et l'enrichit (Ribière, 2013). Ensuite, depuis quelques années, nous remarquons que la notion de services écosystémiques s'est plus ou moins substituée à la notion de biodiversité. Souvent utilisées comme synonymes, les deux notions sont pourtant bien différentes et non substituables (Dendoncker, communication personnelle).

Le lien entre biodiversité et services écosystémiques est né d'une évolution méthodologique. En effet, l'évaluation économique de la biodiversité ordinaire¹⁴ n'est pas une tâche aisée (coûts, méthodes, connaissance lacunaire de la biodiversité,...) et il a été proposé de ne pas l'évaluer directement (CAS, 2009). En divisant et en segmentant la biodiversité ordinaire, qui est à la base du bon fonctionnement des écosystèmes et de la production des services écosystémiques, il devient plus facile de lui donner une valeur économique (CAS, 2009 ; Gadrey et Lalucq, 2015 ; Gonzalez & Rodriguez-Gallois, n.d. ; TEEB, 2008). L'OCDE ajoute que « la valeur de la diversité réside en partie dans le fait qu'elle préserve et régule les fonctions et les services » (OCDE, 2002, p.32). Aussi, ce sont les services écosystémiques qui ont été majoritairement choisis comme interface pour l'exercice d'évaluation économique de la biodiversité ordinaire (CAS, 2009 ; Dendoncker, communication personnelle). Tous les experts et chercheurs ne sont

¹³ Les différents glissements sémantiques seront analysés dans la troisième section de ce chapitre.

¹⁴ Bien que la biodiversité remarquable soit la plus reconnue par les médias et la population, seule la biodiversité ordinaire pourrait être évaluée économiquement et avoir un rôle dans la lutte contre l'érosion de la biodiversité (Gonzalez & Rodriguez-Gallois, n.d.). Comme nous l'avons déjà mentionné, quand nous parlons d'évaluation économique de la biodiversité, nous sous-entendons la biodiversité ordinaire.

pas d'accord avec cette façon de voir le lien entre biodiversité et services écosystémiques, mais il s'agit de la vision du CAS, que nous avons choisi de suivre.

Dès lors, l'utilisation des services écosystémiques sert de variable synthétique pour évaluer économiquement la biodiversité ordinaire dans son ensemble (Barra et al., 2014). Toutefois, il s'agit d'une vision tronquée, car la biodiversité ne se résume pas aux services écosystémiques et les deux concepts ne sont pas synonymes. Mais au final, il semble quand même plus facile d'évaluer économiquement les services rendus par une zone humide ou une forêt, que la zone humide ou la forêt (Colon et al., 2009).

Il est à noter que les liens entre biodiversité et services écosystémiques ne sont pas encore très clairs et qu'il existe encore peu d'études qui tentent d'appréhender ces liens (MEA, 2005a ; Raquez, 2013). Pour certains chercheurs, la protection des services écosystémiques ne mènerait pas forcément à la protection de la biodiversité (Science communication unit, 2015). La majorité des interlocuteurs rencontrés lors de nos entretiens, dont l'analyse se retrouve à l'annexe 16, se rallient d'ailleurs à cette vision. Cependant, dans ce mémoire, nous nous basons sur l'hypothèse de l'étude du CAS, selon laquelle il semblerait tout de même y avoir « une relation de proportionnalité entre les fluctuations de la biodiversité et l'ampleur de ces services » (CAS, 2009, p.8 ; Salles, 2010c).

Section 2 : L'évaluation économique

Après avoir défini les divers concepts de nature plutôt « écologique », nous allons maintenant définir les différents concepts liés à l'évaluation économique. Parmi les concepts qui auront été définis, nous fournirons ensuite un récapitulatif de ceux que nous utiliserons tout au long de ce mémoire.

a. Définition des concepts

Il convient de commencer par définir le concept principalement utilisé dans ce mémoire : **l'évaluation économique** ou encore la **valeur économique**¹⁵. Cette valeur économique dépend de deux facteurs : la rareté (un coût d'opportunité non nul) et l'utilité (la contribution au bien-être) (Salles, 2010c). De cette constatation découlent trois conséquences. Tout d'abord, le concept de valeur économique est un concept anthropocentré, en ce sens que cette valeur n'est la traduction que du bien-être des humains vivants (OCDE, 2002 ; Salles, 2010c). En outre, le bien-être d'autres espèces peut être pris en compte à travers l'influence sur le bien-être humain.

¹⁵ Dans la suite de ce mémoire, nous distinguerons différentes valeurs : les valeurs qualitatives (les valeurs sociales ou la beauté, par exemple), les valeurs quantitatives (m³, tonnes,...) et les valeurs économiques ou monétaires.

Ensuite, ce concept de valeur économique est subjectif, car seul l'être humain lui-même peut préjuger de ses préférences (Salles, 2010c). Finalement, ce concept est instrumentaliste, car seule compte l'utilité et ce principe n'attribue pas de valeur intrinsèque à la biodiversité¹⁶ (Salles, 2010c). Les trois conséquences précitées sont à la source d'un grand nombre d'arguments éthiques contre le principe d'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques. Néanmoins, comme nous l'indiquerons dans le dernier chapitre de cette première partie, nous n'abordons pas le débat de la légitimité éthique du principe dans ce mémoire.

Ensuite, il est important de bien préciser les concepts de monétarisation et de marchandisation, car ils sont bien souvent confondus et sont à la base de plusieurs arguments contre le principe d'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques (Gadrey & Lalucq, 2015). La **monétarisation**, ou **l'évaluation monétaire**, est une notion souvent utilisée comme synonyme de l'évaluation économique par certains auteurs. Ainsi, Rankovic, Mermet, Billé, Pirard et Laurans (2011) utilisent alternativement la notion d'évaluation économique et de valorisation monétaire. De plus, selon le TEEB (2010a, p.41), l'évaluation économique est définie comme étant le « procédé consistant à évaluer la valeur d'un bien ou service particulier dans un contexte précis en termes monétaires ». Pour d'autres auteurs par contre, l'évaluation économique est différente de l'évaluation monétaire. Selon Rambaud et Roy (2011), l'évaluation économique peut consister en, mais ne se limite pas à, l'évaluation monétaire. Pour ces auteurs, la valeur économique correspond à plusieurs unités, et pas seulement à l'unité monétaire. Ils poursuivent leur raisonnement en argumentant que l'évaluation économique pourrait correspondre aux biens et services, aux revenus ou encore au bien-être. Nous allons cependant nous rallier à la première approche, qui suppose que ces deux concepts soient des synonymes, comme dans la majorité de la littérature. Nous prenons alors comme hypothèse que l'évaluation économique correspond bien à l'attribution d'une valeur monétaire. De plus, il faut bien garder à l'esprit que la monétarisation est l'attribution d'une valeur monétaire qui peut se traduire par des coûts et pas forcément par des prix. Aussi, un montant monétaire n'est pas forcément un prix marchand (Gadrey & Lalucq, 2015).

La **marchandisation**, quant à elle, se manifeste lorsque l'actif environnemental « fait l'objet d'interdiction d'en bénéficier gratuitement » (Gadrey & Lalucq, 2015, p.38). De ce fait, les droits de propriété ou encore une appropriation privée sont les prérequis au statut de marchandise. Dans

¹⁶ C'est pour cela que seule la biodiversité ordinaire, dépourvue de valeur intrinsèque, peut être évaluée économiquement.

le cas de la forêt, exposé par Gadrey et Lalucq (2015), son degré de marchandisation s'évaluera selon divers critères : location pour la chasse, droit d'entrée,... Il s'agit donc de donner un prix dans l'optique d'une vente ou d'une transaction, une sorte de privatisation (Dilet, 2014). Or, l'objectif de l'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques n'est pas qu'elle devienne un bien marchand que les agents auraient le droit de détruire s'ils en payent le prix (Salles, 2010b). Dès lors, la monétarisation n'est pas marchandisation, même si l'inverse l'est forcément.

Dans nos lectures, nous avons également rencontré le terme **commodification** de la biodiversité (néologisme attribué à Maris (2011)). La commodification fait référence à la transformation des services écosystémiques en commodités, à travers le système capitaliste. Elle emprunte la définition de commodité à Marx (Dilet, 2014 ; Maris, 2011). Selon elle, nous sommes actuellement dans une phase où la majorité des experts et chercheurs ne se concentrent plus sur l'étude et la connaissance de la biodiversité et des services écosystémiques, mais bien sur la protection de ceux-ci basée sur des outils économiques (Evea, 2013 ; Maris, 2011). Cette phase où toutes les recherches sont centrées sur les outils économiques de protection de la biodiversité serait, selon Maris (2011), la phase de commodification de la biodiversité.

Pour conclure ce débat sur la monétarisation, il est important de distinguer entre « monétariser (évaluer en unité monétaire), monnayer (obtenir un revenu de) et monétiser (émettre de la monnaie par l'achat de) » (Demeulenaere, 2010, p.14). Il faut également mettre en évidence la nuance qui distingue valorisation économique et évaluation économique. Nous avons rencontré ces deux termes lors de nos lectures et ils semblent être légèrement différents. La valorisation économique aboutit à un ensemble de plusieurs valeurs non agrégeables, tandis que l'évaluation économique agrège l'ensemble des valeurs de la biodiversité en une valeur monétaire unique (CAS, 2009 ; Evea, 2013). Vatin (2009) soutient, quant à lui, que l'évaluation attache un jugement statique, tandis que la valorisation offre une notion dynamique d'augmentation de la valeur.

b. Notre choix de concepts à utiliser dans ce mémoire

Nous allons principalement utiliser le concept d'évaluation économique, car c'est lui qui nous semble être majoritairement utilisé dans les articles lus (CAS, 2009 ; Chevassus-au-Louis, 2011a ; Colon et al., 2009 ; Costanza et al., 1997 ; Salles, 2011). Nous utiliserons également le terme biodiversité, qu'il faut sous-entendre comme étant la biodiversité ordinaire. De plus, nous ferons usage des concepts de biodiversité et de services écosystémiques ensemble, même si l'on peut simplement parler de services écosystémiques (qui induisent implicitement la biodiversité

ordinaire, bien qu'ils ne soient pas totalement substituables). Néanmoins, l'expression « d'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques » est l'expression la plus fréquemment rencontrée dans la littérature. Nous aurions également pu utiliser les concepts synonymes à ces termes-ci. Cependant, pour éviter toute confusion, nous avons décidé de nous concentrer sur ces trois termes (évaluation économique, biodiversité et services écosystémiques), au risque de paraître quelque peu répétitifs.

Section 3 : Rapports, sommets et articles

Des évolutions sémantiques sont apparues au fil des années et à la suite des différents rapports et sommets. Plus que des évolutions sémantiques, ce sont parfois des changements de paradigmes et de théories qui ont eu lieu. Aujourd'hui, certains concepts sont utilisés par abus de langage et cela provoque une certaine confusion et une mauvaise interprétation. De plus, le débat a lui aussi été orienté en fonction des préoccupations mises en avant lors des différentes réunions et rapports (Gadrey & Lalucq, 2015). Il semble donc important de parcourir ces différentes évolutions à travers un panorama chronologique. Nous terminerons par les quelques articles qui ont marqué le champ relatif à l'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques.

a. Evolution chronologique

1872 : création du premier parc national aux Etats-Unis, dans un but de protection de la nature en général. Cet événement est un des premiers événements du monde qui reprend la protection de la nature comme objectif (Ribière, 2013).

1923 : premier congrès international pour la protection de la nature, à Paris.

1948 : création de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN). L'approche traditionnelle de la protection de la nature se traduit à ce moment-là par la protection de la nature sauvage ainsi que par la conservation des ressources naturelles (Maris, 2011).

→ Première évolution sémantique (de nature à biodiversité)

1986 : National Forum on Biological Diversity à Washington. En 1988, Edward O. Wilson en a publié les actes sous le titre « Biodiversity ». Le terme biodiversité va dès lors, peu à peu, remplacer la notion de nature dans les sphères scientifiques et politiques (Maris, 2011). La protection de la nature va laisser place à la protection de la biodiversité, en prenant en compte les trois approches (gènes, espèces et écosystèmes). Il s'agit du premier tournant conceptuel qui témoigne d'une certaine scientification du débat (Maris, 2011). Notons que le concept de diversité biologique avait été utilisé pour la première fois en 1980 par Lovejoy et repris par la suite en tant que biodiversité par Rosen en 1985 pour la préparation du Forum (Colon et al.,

2009). Mais c'est effectivement avec la publication de Wilson en 1988 que le concept de biodiversité apparaît officiellement (Colon et al., 2009), même si la notion en tant que telle est plus ancienne et remonte à la création du monde (Ribière, 2013).

1992 : c'est l'année de la conférence de Rio, le sommet de la Terre, qui se conclut par la production de cinq documents. Parmi ces documents, nous retrouvons la Convention des Nations Unies sur la Diversité Biologique (CDB). Cette convention a joué un rôle très important dans la formalisation des concepts de diversité biologique et d'écosystème, avec pas moins de 17 définitions claires et précises reprises dans le deuxième article de la convention. Ce sont d'ailleurs certaines de ces définitions que nous avons reprises dans ce mémoire. Au niveau du débat en lui-même, l'objectif de la CDB tel que décrit dans son premier article était « la conservation de la diversité biologique, l'utilisation durable de ses éléments et le partage juste et équitable des avantages découlant de l'exploitation des ressources génétiques » (ONU, 1992, p.3). De plus, lors de cette convention, pas moins de 168 pays signataires (et 196 pays actuellement parties à cette convention) affirmaient leur volonté de lutter contre l'érosion de la diversité biologique et étaient censés mettre en place des plans d'action contre cette érosion (Maris & Revéret, 2009). Notons qu'en 1992, c'est toujours la notion de diversité biologique qui est employée. A l'heure actuelle, il semble que la notion de biodiversité soit plus utilisée que celle de diversité biologique (Colon et al., 2009).

→ Deuxième évolution sémantique (de biodiversité à services écosystémiques)

2001 - 2005 : en 2001, lancement d'un groupe de travail par l'ONU, dans le but de réaliser un Millennium Ecosystem Assessment (MEA). Ce groupe de travail a réuni plus de 1360 experts, venant de 95 pays différents (MEA, 2005a). Il s'agit de la première grande initiative internationale rencontrée récemment (Salles, 2010a). Les conclusions ont été rendues en 2005 et attestent de la nécessité d'accélérer les initiatives pour contrer l'érosion actuelle de la biodiversité. En effet, selon le MEA, il semblerait que 60 % des services écosystémiques évalués soient utilisés de façon non durable, provoquant leur dégradation (Haines-Young & Potschin, 2009). Depuis la conférence de Rio en 1992 et l'engagement actuel de 196 pays parties à la convention, le MEA ne peut que constater l'échec de l'engagement et l'érosion croissante de la biodiversité (Colon et al., 2009). Dans un but de lutte contre cette érosion, le MEA a mis en place une typologie des services rendus par les écosystèmes en vue de donner une évaluation de ces services, au lieu d'une évaluation économique de la biodiversité en général qui se montre trop complexe à l'heure actuelle [figure 2] (Gadrey & Lalucq, 2015). Il s'agit du deuxième tournant conceptuel, par lequel le concept de services écosystémiques prend le pas sur le concept de

biodiversité. Ce deuxième tournant marque également une certaine instrumentalisation de la biodiversité et de la nature, selon laquelle leur valeur ne serait plus que l'utilité que la population en retire (Maris, 2011).

2007 – 2010 : The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB). Il s'agit de la continuité économique du MEA, née suite à la conférence de Potsdam en mars 2007 qui a réuni les ministres de l'environnement du G8+5¹⁷ (Braat, 2012). C'est la seconde grande initiative internationale, après le MEA (Salles, 2010a). Elle a été développée par le gouvernement allemand et la Commission européenne, rejoints par d'autres pays, sous l'égide de Pavan Sukhdev (Braat, 2012). Au travers d'études de cas, l'objectif était d'évaluer le coût global de l'érosion de la biodiversité pour la société (TEEB, 2010a).

2010 : année internationale de la biodiversité, c'est également l'année de la dixième Conférence des Parties (COP) faisant suite à la CDB de 1992. Cette conférence a vu l'adoption du protocole de Nagoya, dont l'objectif était l'accès aux ressources génétiques et le partage juste et équitable des avantages découlant de leur utilisation (Gadrey & Lalucq, 2015). Le TEEB a été présenté lors de cette dixième COP. Cette conférence a aussi mené à un nouveau plan stratégique décennal pour la biodiversité pour la période 2011 à 2020, ainsi qu'à vingt objectifs plus précis connus sous le nom d'objectifs d'Aichi (Delvaux, 2011 ; Maes et al., 2012). Depuis lors, deux nouvelles COP ont eu lieu (en 2012 et en 2014) et ont donné, comme principaux résultats, des évaluations des accords précédents et des objectifs d'Aichi (Convention on Biological Diversity, n.d.).

2012 : nouvelle conférence à Rio (Rio + 20), où plus de 190 pays se sont réunis. Cette conférence a remis en avant le fait que les entreprises, les communautés et les gouvernements devaient prendre en compte la valeur économique de la biodiversité dans leurs décisions. Mais cela ne pourra être fait qu'avec la participation de la société civile, des médias, des Organisations Non Gouvernementales (ONG) et du public en général (Thiaw & Munang, 2012).

Il s'agit là d'une liste non exhaustive, concernant uniquement les initiatives internationales. Dans plusieurs pays dont la France, nous comptons d'autres projets plus locaux, tels que le projet d'expertise collective sur la relation agriculture-biodiversité, le rapport du CAS présidé par Bernard Chevassus-au-Louis et intitulé « Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes » (CAS, 2009) ou encore des initiatives pionnières concernant la valeur sociale des parcs nationaux (Salles, 2010b).

¹⁷ Canada, France, Allemagne, Italie, Japon, Russie, Grande-Bretagne, Etats-Unis, Brésil, Chine, Inde, Mexique et Afrique du Sud.

De plus, il est à noter que les COP mentionnées précédemment sont les COP exclusivement relatives à la CDB, rédigée lors de la conférence de Rio de 1992. La COP 21 a récemment fait la une des médias, mais cette Conférence des Parties est relative à un autre document adopté lors de la conférence de Rio de 1992, la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques. Et même si l'on a déjà mentionné les relations très étroites entre le changement climatique et l'érosion de la biodiversité, nous remarquons que cette COP 21 est restée uniquement focalisée sur le climat et laisse largement en suspens la question de la biodiversité (ONU, 2015).

b. Articles scientifiques marquants

A côté de ces rapports et sommets, certains experts ont également écrit divers articles scientifiques. Il est bien sûr impossible de fournir un panorama complet, mais un article en particulier semble important à mettre en évidence. Il s'agit de l'article de Costanza et al. (1997) qui illustre bien les limites et avantages du principe d'évaluation économique des services écosystémiques. Dans cet article intitulé « The value of the world's ecosystem services and natural capital », Costanza et al. (1997) ont synthétisé plus de 100 tentatives d'évaluation économique des biens et services écosystémiques. Grâce à des études de cas et à des données déjà publiées dans la littérature, ils ont évalué économiquement 17 services écosystémiques fournis par 16 types d'écosystèmes. Finalement, en extrapolant les valeurs obtenues pour ces 16 écosystèmes, ils évaluèrent la valeur économique mondiale de ces services écosystémiques entre 16.000 et 54.000 milliards de dollars américains par an. Ils ont indiqué que la valeur moyenne serait de 33.000 milliards de dollars américains par an, ce qui correspondait à 1,8 fois le PNB mondial de l'époque (Costanza et al., 1997). Néanmoins, il s'agit d'une valeur estimée qui pourrait être bien inférieure à la réalité mais surtout, il s'agit d'une valeur qui a été critiquée par de nombreux experts (Balmford et al., 2002). Cette estimation a fait dire à Toman qu'il s'agissait « d'une sérieuse sous-estimation de l'infini » (Toman, 1998, cité dans Demeulenaere, 2010).

L'année 1997 est également marquée par la parution de l'ouvrage « Nature's services », coordonné par Daily. Cet ouvrage et l'article de Costanza et al. marquent l'émergence de la notion de services écosystémiques (Bonin & Antona, 2012). Nous notons toutefois que la notion de services écosystémiques, en tant que services puisés par les hommes, est quant à elle beaucoup plus ancienne et semble dater de Platon (4^{ème} et 5^{ème} siècle Av. J-C) (Raquez, 2013). La première référence explicite aux services écosystémiques date de 1991 et apparaît dans les diverses publications de Ehrlich et Wilson, tandis que la vraie consécration du concept devra attendre le MEA (Bonin & Antona, 2012).

CHAPITRE III : LE PRINCIPE D'ÉVALUATION ÉCONOMIQUE DE LA BIODIVERSITÉ ET DES SERVICES ÉCOSYSTEMIQUES

Après avoir établi le contexte de l'érosion de la biodiversité et avoir défini tous les concepts clés, il semble important d'analyser précisément le principe d'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques. Ce dernier chapitre commence donc par l'origine du principe d'évaluation économique. Nous étudierons ensuite le fonctionnement du principe en lui-même pour terminer avec la mise en évidence des différents débats qui l'entourent.

Section 1 : Les origines du principe

Cette première section traitera tout d'abord des origines théoriques du principe, ensuite des objectifs qui ont mené à sa création et finalement de tous les autres principes potentiellement concurrents ou complémentaires.

a. Les origines théoriques du principe

Dès les années 1960, la question environnementale s'est peu à peu introduite dans la théorie économique (Vivien, 2007). La réponse fut double et deux postures épistémologiques différentes sont apparues : d'un côté, l'**économie de l'environnement** et de l'autre, l'**économie écologique** (Vivien, 2007). Chacun de ces courants de pensée propose des outils et des solutions qui s'opposent en ce qui concerne la lutte contre l'érosion de la biodiversité.

Concernant l'**économie de l'environnement**, issue de l'école classique, il s'agit d'appliquer les analyses économiques existantes (théorie économique néoclassique) à de nouveaux objets, en l'occurrence la biodiversité (Vivien, 2007). La biodiversité devient alors un bien économique comme les autres et est dotée d'une valeur monétaire (Barra et al., 2014). Toutefois, bien qu'étant devenue un bien rare, la biodiversité ne peut pas faire l'objet de tous les échanges marchands habituels, car elle reste non appropriable. Pour pallier la difficulté d'allocation marchande de ces biens, les économistes néoclassiques vont se baser notamment sur la notion d'externalité¹⁸ (Vivien, 2007). Dans ce sens, la biodiversité serait l'imperfection rencontrée dans une situation de concurrence parfaite. L'objectif est donc de pouvoir intégrer cette externalité dans les échanges marchands. Pour ce faire, les économistes néoclassiques utilisent principalement des « signaux-prix » en direction d'une multitude d'agents et plus généralement l'évaluation économique de la biodiversité (Milanesi, 2010 ; Vivien, 2007).

¹⁸ Il s'agit de « l'effet de l'action d'un agent économique sur un autre qui s'exerce hors marché » selon James Meade en 1952, qui a développé l'exemple bien connu de l'apiculteur et de l'arboriculteur (cité dans Gadrey & Lalucq, 2015, p.19).

L'**économie écologique** a été créée par des économistes hétérodoxes et ne peut prétendre à une unité théorique telle que celle de l'école néoclassique. Cette école de pensée est apparue dans les années 1990 autour de la revue *Ecological Economics* (Barra et al., 2014). Son objectif est de fixer des limites et contraintes en matière environnementale et de repenser les cadres conceptuels existants (Barra et al., 2014). Pour ces économistes, la question environnementale n'est pas une question comme une autre et les outils économiques existants ne pourront pas s'utiliser comme tels pour régler cette question. Bien sûr, une action sur les prix est également possible, mais ces économistes prônent majoritairement des outils quantitatifs tels que des droits, des permis, des autorisations (Vivien, 2007) ou encore des contraintes quantitatives, des contraintes qualitatives et la révision d'indicateurs économiques traditionnels, tels que le PIB (Barra et al., 2014). Les partisans de l'économie écologique sont particulièrement contre l'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques, quand elle sert des fins d'aide à la décision publique (Schaeffer, 2014). Ce principe d'évaluation économique semble tout de même pertinent dans ce courant de pensée pour les quelques utilisations mentionnées ci-dessus, et particulièrement pour la révision du PIB.

Pour conclure ce point, la majorité des articles argumentent que l'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques est issue de l'économie de l'environnement (Laurant & Le Cacheux, 2015 ; Schaeffer, 2014). Mais dans la réalité, la situation semble bien moins tranchée. En effet, alors que dans le champ de l'économie de l'environnement, il n'y a aucune discussion sur le fait de savoir s'il faut ou non évaluer économiquement et jusqu'où, l'économie écologique est caractérisée par un schisme avec, d'un côté, des chercheurs qui prônent l'évaluation économique à certaines fins et, de l'autre côté, des chercheurs qui sont totalement contre (Bauler, communication personnelle).

b. Les objectifs du principe

L'origine du principe est également liée aux objectifs initiaux ayant mené à sa création. En se référant au premier chapitre du mémoire, l'objectif du principe est directement lié à l'érosion de la biodiversité. L'objectif général et théorique du principe est alors de limiter l'érosion de la biodiversité. Plus précisément, différents termes sont utilisés dans la littérature et Gadrey et Lalucq (2015) en reprennent quelques-uns. Ainsi, le terme « préservation » de la biodiversité ne semble pas convenir au contexte, car il pourrait laisser entendre que la biodiversité devrait être laissée intacte et que l'on ne pourrait plus du tout y toucher. A ce terme, Gadrey et Lalucq (2015) préfèrent le concept de « prendre soin » de la biodiversité ou encore « en user de façon modérée et réfléchi ». En outre, la « conservation » de la biodiversité est également définie comme le

maintien de son « potentiel évolutif », en se considérant comme les « usufruitiers » de la biodiversité (Gadrey & Lalucq, 2015, p.12). Ainsi, « conserver » la biodiversité incorpore une facette du futur dans sa définition. Enfin, selon l’AEE, l’objectif serait plus précisément de protéger, conserver et renforcer le capital naturel (AEE, 2015).

Ensuite, les valeurs estimées suite à l’exercice d’évaluation économique vont également avoir un objectif plus pratique. Et malgré l’objectif théorique de lutte contre l’érosion de la biodiversité, les méthodes et techniques utilisées lors de l’évaluation économique vont différer quelque peu en fonction de cet objectif plus pratique, qui correspond aux différentes utilisations attendues. Nous analyserons en profondeur ces différentes utilisations attendues dans la deuxième partie de ce mémoire, mais nous pouvons d’ores et déjà mettre en évidence que dans la littérature, l’objectif pratique principal est la volonté d’améliorer et de guider les politiques publiques (Puydarrieux, 2013). Toutefois, nous remarquons qu’aucun consensus n’est ressorti de nos entretiens. Nos différents interlocuteurs semblent hésiter entre l’aide à la décision et la sensibilisation comme première utilisation attendue [annexe 16].

c. Un principe parmi tant d’autres

Alors que nous abordons l’origine du principe, il nous paraît également important de le replacer parmi toutes les autres solutions émises pour lutter contre l’érosion de la biodiversité. Ainsi, l’évaluation économique de la biodiversité n’est pas la seule piste de solution émise, même si elle est actuellement fortement étudiée.

Tout d’abord, au niveau des solutions proposées pour lutter contre l’érosion de la biodiversité, nous avons repéré différents types de solutions [figure 4]. En ce qui concerne les lois et réglementations, l’intervention de l’Etat est souvent « prisonnière des représentations que les décideurs ont de la nature » (Barra et al., 2014, p.82). La majorité des réglementations en vigueur dans l’Union européenne sont des mesures de protection d’espèces et d’habitats, et non des mesures de protection de la biodiversité dans son ensemble (Barra et al., 2014). Concernant l’évaluation environnementale dans le cadre d’études d’incidence, il s’agit uniquement d’évaluations qualitatives ou quantitatives (kg, m²,...), mais en tout cas pas d’évaluations économiques.

En ce qui concerne l’évaluation économique de la biodiversité, nous avons déjà mentionné la difficulté d’évaluer économiquement un concept si complexe, qui est pourtant à la base du bon fonctionnement des écosystèmes et de la production des services écosystémiques (CAS, 2009 ; Gonzalez & Rodriguez-Gallois, n.d. ; TEEB, 2008). En segmentant la biodiversité ordinaire, il

devient plus facile de lui donner une valeur économique. Bien que les biais et interfaces disponibles pour évaluer la biodiversité ordinaire soient multiples, il semble que la grande majorité des initiatives et des recherches se fondent sur l'évaluation économique des services écosystémiques, comme nous l'avons déjà mentionné (Evea, 2013).

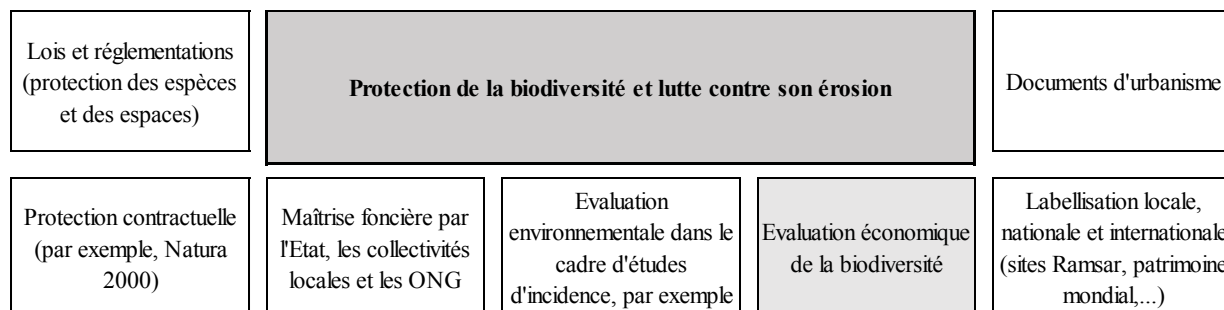


Figure 4 : Les solutions pour lutter contre l'érosion de la biodiversité (adapté selon CAS, 2009 ; Evea, 2010)

L'évaluation économique des services écosystémiques est un choix à faire en fonction des objectifs de l'évaluation et du contexte (Salles, 2010a). En effet, ce type d'évaluation économique ne permet pas d'évaluer la biodiversité dans son ensemble, mais simplement ses composantes. Le principe ne permet pas non plus d'évaluer la biodiversité sur toute son étendue géographique, l'exercice devant au contraire rester local (Carisé, 2013). L'exercice d'évaluation économique des services écosystémiques peut également porter sur les services écosystémiques en entier ou sur les changements et les variations dans les services écosystémiques. Et le plus souvent, ce sont les changements et les variations qui sont évalués à travers des évaluations dites marginales (Maris & Revéret, 2009).

Pour terminer, il n'existe pas encore de stratégie intégrée des différentes pistes de solution permettant de lutter contre l'érosion de la biodiversité (CAS, 2009). Les solutions proposées dans la figure 4 sont souvent envisagées séparément. L'évaluation économique de la biodiversité, à travers les services écosystémiques, offre une piste de solution nouvelle face à l'inefficacité des outils précédents, mais complémentaire à ceux-ci (CAS, 2009).

Section 2 : Analyse du fonctionnement du principe

Selon le TEEB (2010a), l'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques devrait se dérouler en trois étapes : reconnaître les valeurs, prouver les valeurs et appréhender ces valeurs, pour reprendre les termes utilisés par le TEEB.

a. Reconnaître les valeurs

Il s'agit de trouver un consensus autour de l'objet à évaluer (les différentes valeurs de la biodiversité et des services écosystémiques) et d'identifier ces différentes valeurs. Dans l'absolu,

un schéma de synthèse des différentes valeurs a été créé et permet de considérer les différents constituants de la valeur [figure 5]. Ce schéma de synthèse reprend ce qui est communément appelé la Valeur Economique Totale (VET). Plusieurs schémas existent et se différencient principalement sur la valeur d'option qui, parfois est reliée à la valeur d'usage et de non-usage, parfois à la valeur d'usage seulement (Banos & Rulleau, 2014). De plus, outre les valeurs d'existence et de legs, certains auteurs ajoutent une valeur altruiste qui est la valeur attachée au fait de savoir que d'autres êtres ou espèces non humaines (de la même génération) peuvent bénéficier de services écosystémiques (Lieken, De Nocker, Broekx, Aertsens, & Markandya, 2013b ; Salles, 2010c).

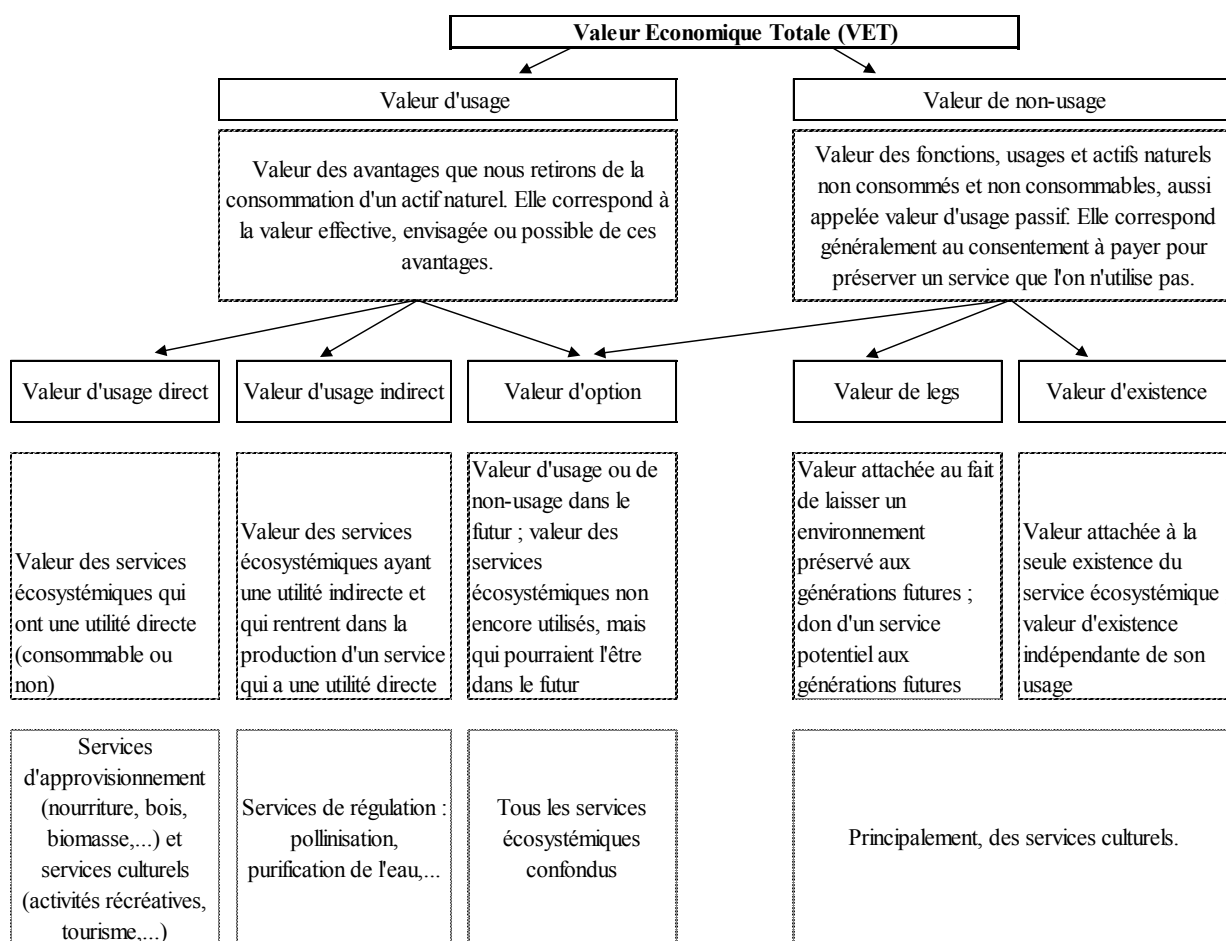


Figure 5 : La Valeur Economique Totale (VET) (adapté selon Demeulenaere, 2010 ; Dilet, 2015 ; Gadrey & Lalucq, 2015 ; Laurila-Panta, Lehtikoinen, Uusitalo, & Venesjärvi, 2015 ; Massicote, 2012 ; Méral, 2016 ; OCDE, 2002 ; Pearce, Atkinson, & Mourato, 2006 ; Salles, 2010c)

La VET, en tant que valeur économique définie dans le chapitre 2, n'offre qu'une vision instrumentale de la valeur et ne prend pas en compte la valeur intrinsèque de la biodiversité (Salles, 2010c). Au contraire de ce que Lieken et al. (2013b) argumentent, les valeurs de non-usage sont également des valeurs instrumentales (Salles, 2010c). La valeur d'existence que certains confondent avec la valeur intrinsèque de la biodiversité, en est pourtant différente

(Salles, 2010c). En effet, la valeur intrinsèque est une valeur non anthropocentrée et indépendante des préférences, tandis que la valeur d'existence s'évalue en fonction des préférences des agents, en fonction de la valeur qu'ils attachent à la propre existence des services écosystémiques. Nous notons également que le concept de VET n'est pas parfait et certains désavantages apparaissent avec cette notion. Par exemple, nous remarquons le problème de l'addition de valeurs obtenues avec des méthodes différentes (Dilet, 2014) ainsi que le problème de l'actualisation des valeurs futures (Demeulenaere, 2010).

Les valeurs d'usage et de non-usage sont définies dans la figure 5. Cependant, nous notons certaines différences entre ces définitions et les définitions fournies par l'économie. En effet, en économie, on parle principalement de valeurs d'usage et de valeurs d'échange, selon les travaux d'Adam Smith en 1776. Dans ce contexte, la valeur d'échange correspond au « taux auquel une marchandise s'échange contre une autre marchandise » (Echaudemaison, 1989, p.456, cité dans Malleret, 2009, p.10). La valeur d'usage est alors définie comme étant « l'utilité d'un bien évaluée soit de manière objective et générale (le pain fournit un certain nombre de calories), soit de manière subjective et donc variable d'un individu à l'autre. La valeur d'usage est relative au besoin, la valeur d'échange relative à un autre bien » (Echaudemaison, 1989, p.456, cité dans Malleret, 2009, p.10). Par la suite, dans le courant d'économie classique, la valeur d'usage a été définie comme la « somme des coûts nécessaires pour produire le bien », tandis que dans le courant d'économie néoclassique, elle devient « contingente à son utilisateur, à la situation dans laquelle il se trouve, à ses préférences » (Malleret, 2009, p.10). Etant donné que l'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques descend plutôt de l'économie néoclassique, nous remarquons que leurs définitions de la valeur d'usage se rejoignent sur le caractère subjectif et contingent de la valeur.

Dans la pratique, il semble que la plupart des chercheurs ne tentent pas de reconnaître toutes les valeurs de la VET, mais se concentrent sur quelques services écosystémiques (TEEB, 2010a). Aussi, nous remarquons que le CAS a privilégié l'évaluation économique des valeurs d'usage étant donné qu'il semble moins légitime d'évaluer économiquement les valeurs de non-usage. Les méthodes pour y parvenir sont également moins robustes (CAS, 2009 ; Demeulenaere, 2010 ; Greenpeace, 2013).

Or, la question de savoir quelle(s) valeur(s) (d'usage, de non-usage, d'option,...) évaluer n'est pas neutre de conséquences. Le choix des valeurs à évaluer mettra en évidence plusieurs grandes hypothèses sous-jacentes et certains enjeux politiques et éthiques. En effet, selon le choix des experts de prendre en compte telle ou telle valeur dans le calcul de la valeur économique des

services écosystémiques, nous pourrions déduire l'horizon temporel des diverses parties prenantes. En ne prenant pas en compte la valeur d'option, les experts ne considéreront pas la valeur des écosystèmes pour demain. En ne prenant pas en compte la valeur d'existence ou de legs, les experts ne prendront respectivement pas en considération ni la valeur des écosystèmes pour l'ensemble des êtres vivants, ni la valeur pour les générations futures (Colon et al., 2009).

b. Prouver les valeurs

Ensuite, il va falloir prouver, estimer et démontrer la valeur en termes économiques. Lors de cette étape, le choix des techniques d'évaluation économique est particulièrement important, car chaque technique de calcul a des avantages et des inconvénients, et est plus adaptée pour certains services écosystémiques que pour d'autres. Cela signifie que le contexte et les besoins vont influencer la technique à utiliser (TEEB, 2010a). Nous n'entrerons pas dans les détails des techniques de calcul, nous allons simplement les énumérer. Il existe deux grandes catégories de méthodes : par les prix et par les coûts. Nous faisons ici référence à la définition de la monétarisation mentionnée dans le chapitre 2 (« l'attribution d'une valeur monétaire, que ce soit par les prix ou par les coûts »). En fonction des objectifs et des contextes, ces deux approches, par les prix ou par les coûts, pourront être utilisées séparément ou complémentaires (Puydarrieux, 2013).

Les différentes méthodes d'évaluation économique par les prix sont reprises à la figure 6. Nous ne les analysons pas en profondeur, il s'agit simplement d'un panorama des méthodes disponibles et dont l'explication est reprise à l'annexe 8. Nous notons qu'il semble relativement facile d'évaluer économiquement les services écosystémiques d'approvisionnement, car les biens fournis s'échangent en général sur les marchés (fourniture de matières premières, par exemple) (Dilet, 2014). Ces marchés peuvent toutefois être imparfaits et il faudra prendre ces imperfections de marché en compte lors de l'évaluation (Liekens et al., 2013b). Par ailleurs, certains marchés, tels que les « marchés carbone », ont été créés artificiellement. Même si nous ne traitons pas spécifiquement de ces marchés carbone dans notre mémoire car, d'une part, ils ont été créés dans une optique de lutte contre le changement climatique plutôt que contre l'érosion de la biodiversité et, d'autre part, il ne s'agit pas d'une évaluation économique d'un service écosystémique à proprement parler, les valeurs issues de ces marchés peuvent être utilisées pour prouver les valeurs économiques de certains services écosystémiques, tels que le service de séquestration du carbone par les forêts et les végétaux.

A côté de ces méthodes par les prix, il existe également des méthodes par les coûts observables. Plus précisément, ces méthodes correspondent au coût évité, au coût de remplacement ou encore

au coût de restauration (Dilet, 2014). Nous avons décidé de séparer les méthodes par les prix et les méthodes par les coûts comme cela semble être majoritairement le cas dans la littérature, bien que certains articles regroupent les deux méthodes et placent les méthodes par les coûts comme sous-catégorie des méthodes par les préférences révélées. La méthode des coûts de déplacement est déjà majoritairement classée par les experts dans les méthodes par les prix, car elle découle de la préférence révélée par les agents de payer une certaine somme pour se déplacer (comportement) plutôt que d'un coût observé (Colon et al., 2009).

	Préférences révélées	Préférences déclarées
Méthodes directes	<ul style="list-style-type: none"> - Prix observés sur des marchés - Méthode de productivité 	<ul style="list-style-type: none"> - Prix déclarés via des évaluations contingentes
Méthodes indirectes	<ul style="list-style-type: none"> - Prix hédonistes - Coûts de déplacement ou coûts de transport 	<ul style="list-style-type: none"> - Analyse conjointe
	Valeurs d'usage	Valeurs de non-usage

Figure 6 : Les méthodes d'évaluation par les prix (adapté selon Chevassus-au-Louis, 2011a ; Colon et al., 2009)

Toutes ces méthodes peuvent être relativement complexes à mettre en place. C'est pourquoi une nouvelle tendance, les transferts de valeur, s'affirme de plus en plus. Grâce à cette méthode, les chercheurs tentent d'appliquer des valeurs estimées pour des sites étudiés, à des sites pour lesquels on ne dispose que d'informations générales (Richardson, Loomis, Kroeger, & Casey, 2015 ; Salles, 2010a). Si ces transferts de valeur sont menés de façon prudente, ils peuvent donner lieu à de très bonnes et peu coûteuses estimations pour d'autres sites, mais n'atteindront jamais le degré de confiance et de validité des vraies études (Richardson et al., 2015). Cette méthode est très utile dans l'optique d'arbitrage de projets ou de décisions publiques, car budget et temps impartis pour faire les choix sont souvent limités (Richardson et al., 2015). Les transferts de valeur mettent encore plus en évidence le besoin de transparence dans les objectifs, méthodes de calcul et hypothèses sous-jacentes (Boeraeve, Dendoncker, Jacobs, Gomez-Baggethun, & Dufrière, 2014).

Finalement, nous notons que, dans la réalité, les exercices d'évaluation économique se focalisent plutôt sur la variation marginale (Evea, 2013), évaluant les conséquences d'une variation de biodiversité (TEEB, 2010a). En effet, au contraire de Costanza et al. (1997) qui tentent d'évaluer la valeur des services écosystémiques de l'ensemble de la planète, les experts prônent désormais

une analyse différentielle qui permet d'estimer les pertes de valeur et donc de bien-être (Salles, 2010a).

c. Appréhender les valeurs

Il s'agit de l'incorporation des valeurs estimées au point b dans des initiatives et utilisations concrètes. Ainsi, cette dernière étape traite directement des utilisations attendues du principe. L'objectif est de changer certains comportements et d'influencer des décisions, grâce à des mesures incitatives ou des signaux liés au prix (TEEB, 2010a). Nous n'allons toutefois pas nous y attarder car ces utilisations attendues feront l'objet de la deuxième partie de ce mémoire.

Section 3 : Les débats autour du principe

Plusieurs débats ont émergé autour du principe d'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques et ont fait se déchaîner experts et scientifiques. Suite à nos lectures, nous avons classé ces débats selon trois grandes approches. Le premier débat est d'abord de l'ordre de la pertinence du principe en lui-même avec, le plus souvent, des questions d'ordre éthique. Le second débat tourne autour de la question de la faisabilité du principe, qui se subdivise encore en deux problématiques principales. Ces deux problématiques sont premièrement le fait de savoir quelle valeur évaluer (que faut-il évaluer ?) et deuxièmement comment l'évaluer (quelles méthodes et techniques faut-il utiliser ?). Ces deux questions sont donc en relation directe avec les deux premières étapes du fonctionnement du principe, analysées dans la section précédente. Enfin, le troisième débat se focalise sur les différentes utilisations attendues du principe d'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques. Encore une fois, ce débat est divisé en deux grandes parties : les utilisations théoriques du principe et la façon dont il est vraiment utilisé en pratique.

Les deux premiers débats (légitimité éthique et faisabilité technique) ont déjà fait l'objet d'une multitude d'articles et recherches (Boeraeve et al., 2014 ; Pelenc, communication personnelle). Nous ne les aborderons pas dans ce mémoire. Cependant, le troisième débat est très peu traité dans la littérature scientifique (Laurans et al., 2013a) et sera au centre de notre deuxième partie.

PARTIE II : PARTIE ANALYTIQUE : état des lieux des utilisations attendues du principe

Grâce à la première partie du mémoire, nous avons analysé le contexte de l'érosion de la biodiversité et défini les nombreux concepts utilisés dans la littérature relative à l'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques. Nous avons également pu approfondir le principe en lui-même et plus particulièrement ses origines, son fonctionnement et les divers débats qui l'entourent.

Comme nous l'avons mentionné, les débats relatifs à la pertinence éthique et à la faisabilité technique de ce principe ont été largement étudiés par les experts et les chercheurs et ne sont pas abordés dans ce mémoire. Par contre, la question des utilisations attendues¹⁹ du principe, des perspectives d'utilisation et des possibilités d'application des valeurs estimées n'est que très peu abordée dans la littérature. Pour rappel, notre question de recherche se résume comme ceci : « Quelles sont les utilisations attendues du principe d'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques ? ». Plus particulièrement, nous avons deux sous-questions de recherche :

1. A travers quelles utilisations pourrions-nous théoriquement appliquer le principe d'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques ? Autrement dit, pour quoi a-t-on besoin de ces valeurs estimées ?
2. Quelles sont les caractéristiques (origine, objectifs, contexte d'utilisation, acteurs et résultats) de chacune de ces utilisations attendues ?

Cette deuxième partie, analytique, a pour objectif de répondre à ces questions. Au travers du premier chapitre, nous proposerons une typologie des différentes utilisations attendues du principe, ce qui fournira notre réponse à la première sous-question de recherche. Ensuite, chacun des chapitres suivants sera dédié à une des utilisations attendues mises en exergue dans notre typologie. Tous ces chapitres fourniront, in fine, notre état des lieux structuré des différentes utilisations attendues et répondront à la deuxième sous-question de recherche.

¹⁹ Pour rappel, par « utilisations attendues », nous entendons tous types d'utilisations à travers lesquelles le principe pourrait être appliqué, que ces utilisations soient appliquées concrètement à l'heure actuelle ou qu'elles ne soient que théoriques.

CHAPITRE I : LES DIVERSES UTILISATIONS ATTENDUES DU PRINCIPE

L'objectif final de ce premier chapitre est de répondre à la première sous-question de recherche. Pour cela, nous allons d'abord introduire notre méthodologie générale pour cette partie analytique. La deuxième section mettra en avant deux typologies d'utilisations attendues du principe, ainsi qu'une synthèse des utilisations évoquées dans la littérature. Finalement, nous proposerons notre propre typologie des utilisations attendues dans la troisième section.

Section 1 : Méthodologie

Avant toute chose, nous nous devons de préciser la méthodologie. Pour cela, nous mettrons tout d'abord en exergue notre problématique, basée sur l'article de Laurans et al. (2013a). Ensuite, nous préciserons notre méthodologie de recherche, avant de conclure sur les différents apports de notre partie analytique.

a. La problématique

Comme nous l'avons vu dans la première partie de ce mémoire, le principe d'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques semble constituer une solution potentielle pour contrer l'érosion de la biodiversité. Or, une question importante, que l'on se doit de garder à l'esprit, est de savoir si cet exercice d'évaluation économique est suffisant pour stopper la dégradation des écosystèmes. Rankovic et Billé (2013) se positionnent assez clairement vis-à-vis de cette question et indiquent que l'évaluation économique doit être effectivement utilisée dans la pratique si l'on souhaite arriver aux résultats escomptés. Cela signifie que l'exercice d'évaluation économique n'est que la première étape du chemin et ne peut se contenter d'être un simple exercice intellectuel (Rankovic et al., 2011 ; Rankovic & Billé, 2013 ; TEEB, 2010a). En conséquence, aujourd'hui, la préoccupation principale devrait être l'observation et la compréhension des utilisations attendues des valeurs estimées (Liekens et al., 2013b ; Mermet, Laurans, & Leménager, 2014).

Cependant, Laurans et al. (2013a) ont mis en avant un paradoxe majeur : bien que les utilisations soient une question de première importance pour ce principe, la littérature n'aborde que très peu cette question (Rankovic & Billé, 2013). Ces auteurs ont distingué trois catégories de traitement des utilisations dans la littérature : les évocations, les analyses théoriques et finalement, les études de cas. Mais comme en témoigne la figure 7, la littérature n'aborde pas ces trois catégories de traitement de l'information de façon équivalente.

Plus particulièrement, sur le sous-échantillon de 313 articles, seulement 2 % des articles abordaient les utilisations attendues à travers des études de cas (Laurans et al., 2013a). Il est à

noter que ces 313 articles ne représentent que des articles de revues scientifiques et les auteurs s'accordent à dire que la littérature grise doit sans doute regorger d'études de cas (Laurans et al., 2013a). Cela a d'ailleurs été confirmé par nos recherches, car nous avons trouvé beaucoup d'études de cas concernant les utilisations attendues du principe dans des rapports gouvernementaux ou des publications non scientifiques. Toutes ces études de cas portent très souvent sur les mêmes cas : les zones humides ou les forêts tempérées.

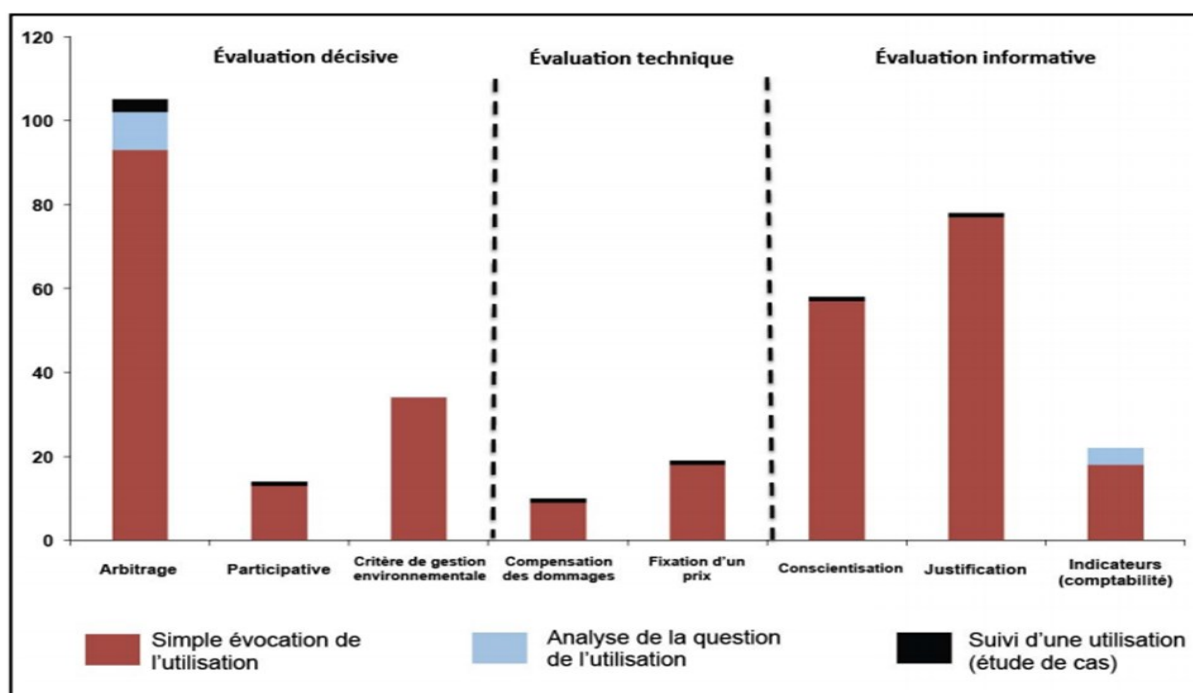


Figure 7 : Répartition des articles du sous-échantillon (313) en fonction des utilisations attendues et du mode de traitement de la question de l'utilisation (Rankovic & Billé, 2013, p.10)

Les auteurs concluent sur un véritable « point aveugle²⁰ » de la littérature au sujet des utilisations attendues, principalement abordées à travers des évocations. Nous avons l'objectif de tenter de combler cette zone d'ombre en proposant notre propre typologie des utilisations attendues et un état des lieux structuré de celles-ci.

b. Méthodologie de recherche

Pour répondre à nos deux sous-questions de recherche et, a fortiori, à notre question de recherche [annexe 1], nous avons mis en place une méthodologie basée sur différentes démarches et analyses [annexe 9]. Pour répondre à la première sous-question, à savoir « A travers quelles

²⁰ L'article original de Laurans et al. (2013a) a été rédigé en anglais et fait état d'un « literature blindspot ». Plusieurs articles ont ensuite été rédigés en français par des auteurs ayant participé à la rédaction de l'article de Laurans et al. (2013a). Ces auteurs font alors état d'un « point aveugle » de la littérature (Rankovic & Billé, 2013) ou d'une « zone d'ombre » (Rankovic et al., 2011). Dans ce mémoire, nous utiliserons indifféremment les termes « zone d'ombre », « point aveugle » et « vide littéraire ».

utilisations pourrions-nous théoriquement appliquer le principe d'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques ? », nous nous sommes basés sur une pure démarche d'étude de documents. Ainsi, nous avons décrit et analysé les typologies des utilisations attendues de Laurans et al. (2013a) et de Colon et al. (2009). Nous avons choisi précisément ces deux typologies pour différentes raisons. La première typologie a été choisie pour son caractère scientifique et sa reconnaissance internationale. En effet, tout au long de nos lectures, cette typologie est revenue à maintes reprises. La deuxième typologie a été choisie non pas pour son caractère scientifique (il s'agit d'un travail d'étudiants universitaires), mais pour son caractère « out of the box », recherché et approfondi. En outre, ces deux typologies sont reprises par Banos et Rulleau (2014) comme faisant partie des seuls travaux consacrés aux utilisations attendues du principe. Ensuite, pour ne pas nous baser exclusivement sur ces deux typologies, nous avons synthétisé les diverses utilisations attendues évoquées dans les articles lus. Ces démarches nous ont ainsi permis de proposer notre propre typologie des utilisations attendues du principe, en agrégeant les différentes informations récoltées.

Pour répondre à notre deuxième sous-question de recherche, à savoir « Quelles sont les caractéristiques (origine, objectifs, contexte d'utilisation, acteurs et résultats) de chacune de ces utilisations attendues ? », nous nous sommes basés sur une démarche d'étude de documents (principalement de la littérature grise, étant donné le peu d'articles scientifiques relatifs aux utilisations attendues du principe) et sur une série d'entretiens semi-directifs avec des experts et des acteurs en lien avec la biodiversité [annexes 17 - 26], étudiés grâce à une analyse thématique [annexe 16]. Nous avons principalement choisi cette deuxième méthode (entretiens semi-directifs) car les documents préexistants dans le domaine étudié ne fournissaient pas une quantité suffisante d'informations, suite au « point aveugle » de la littérature mis en avant par Laurans et al. (2013a). Il ne s'agit donc pas d'entretiens standardisés, sur un échantillon représentatif de la population, mais bien d'entretiens spécifiques dans le but de fournir des informations non documentées pour approfondir les données déjà récoltées et pour vérifier nos hypothèses et conclusions. Nous ne sommes pas dans une approche quantitative des entretiens, mais bien dans une approche qualitative où le choix des personnes interviewées a joué un grand rôle [annexe 14]. Ainsi, chaque personne a principalement été choisie en raison de sa fonction et de son expertise. Cependant, nous regrettons l'absence d'interlocuteurs d'entreprises privées qui n'ont pas répondu à nos demandes. De plus, ces entretiens comportent également certains biais à garder en tête, tels que l'effet d'annonce, la possibilité de prendre des opinions et sentiments pour des faits, la sélection de l'information ou encore la désirabilité sociale.

L'objectif est de fournir un véritable état des lieux des utilisations attendues, basé principalement sur le critère de l'origine, des objectifs, du contexte d'utilisation, des acteurs et des résultats. Cependant, il est à noter qu'il est impossible de traiter en détail chaque utilisation et son fonctionnement théorique, par manque de temps et d'espace. Notre objectif vise principalement à forger une opinion sur les différentes utilisations attendues du principe. Nous allons donc aborder une approche globale des différentes utilisations, bien que celles-ci puissent être plus ou moins développées dans certaines régions du globe (Liekens, communication personnelle).

c. Apports

Comme nous l'avons mentionné, la question des utilisations attendues du principe est une question sensible qui définira l'avenir même du principe. En effet, si les utilisations attendues du principe ne convainquent pas et si le principe reste un pur exercice intellectuel, il est fort probable qu'il ne soit pas la solution tant attendue pour lutter contre l'érosion de la biodiversité. Grâce à notre état des lieux, nous pourrions identifier les utilisations attendues mises en exergue dans notre proposition de typologie qui permettent réellement et concrètement d'appliquer le principe. Nous pourrions, in fine, conclure sur la viabilité et l'efficacité du principe comme solution face à l'érosion de la biodiversité dans le cas où celui-ci pourrait être concrètement applicable à travers l'une ou l'autre utilisation attendue ou si, au contraire, ce principe ne se limite qu'à un simple exercice intellectuel. A travers notre partie analytique, nous pourrions dès lors fournir un nouvel argument en faveur ou non du principe d'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques.

De plus, l'apport est également plus large, car nous allons pouvoir tenter de combler le vide littéraire mis en évidence par Laurans et al. (2013a), concernant l'analyse des différentes utilisations attendues. Finalement, l'apport ne se limite pas à l'analyse théorique, mais grâce aux différents exemples que nous allons utiliser, nous allons également documenter la « vie sociale » du principe et mettre en évidence certains retours du terrain.

Section 2 : Les typologies existantes et les utilisations évoquées dans la littérature

a. La typologie de Laurans et al. (2013a)

Dans l'étude de Laurans et al. (2013a) qui a fondé la problématique de ce mémoire, a été élaborée une typologie des utilisations attendues du principe. Il s'agit d'une typologie synthétique qui résume différentes utilisations hétérogènes du principe en trois catégories principales (Laurans et al., 2013a). Ces trois catégories sont, respectivement, les évaluations décisives, techniques et informatives [figure 8].

Chacune de ces trois catégories principales est encore subdivisée en sous-catégories. L'évaluation décisive est divisée en trois sous-catégories : l'évaluation servant à réaliser des arbitrages selon une Analyse Coûts-Bénéfices (ACB), l'évaluation servant de base de négociation et de concertation pour créer un projet et l'évaluation servant à arbitrer les efforts de conservation environnementale d'organisations spécifiques. L'évaluation technique comprend deux sous-catégories : l'évaluation servant à établir des niveaux et seuils de compensation (a priori ou a posteriori dans le cas d'accidents écologiques, par exemple) et l'évaluation utilisée dans la fixation de différents prix (Paiements pour les Services Ecosystémiques (PSE), droits d'entrée,...). L'évaluation informative est, quant à elle, déclinée selon trois points de vue : l'évaluation dont le but est de faire conscientiser la population, l'évaluation servant d'argumentation ou de justification et l'évaluation servant à produire des indicateurs comptables.

Utilisations attendues du principe d'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques			
	Evaluation décisive	Evaluation technique	Evaluation informative pour la décision en général
Description	Permettre <u>une</u> prise de décision en particulier	Permettre de calibrer économiquement et régler techniquement un projet déjà décidé	Permettre d'informer la décision en général
Quand ?	Utilisation <u>ex ante</u> , quand le décideur fait face à plusieurs choix	Utilisation <u>après</u> le choix de la politique ou du projet	N/A: utilisation non relative à une décision précise
Exemples	- Analyse Coûts-Bénéfices (ACB) d'une future infrastructure - Proposition de réglementation à examiner - ...	- Paiements pour les Services Ecosystémiques (PSE)	- Les travaux de Costanza et al. (1997)
Objectif	Fournir des informations pour faire un choix raisonné	Fournir des informations pour calibrer un projet	Alimenter la réflexion, argumenter, communiquer

Figure 8 : Typologie des utilisations attendues selon Laurans et al. (2013a) (adapté selon Rankovic et al., 2011 ; Rankovic & Billé, 2013)

b. La typologie de Colon et al. (2009)

Il s'agit d'une typologie des utilisations attendues de tous les types d'évaluation économique de la biodiversité et pas seulement à travers les services écosystémiques. Néanmoins, nous pouvons raisonnablement l'utiliser dans la construction de notre propre typologie, car les services écosystémiques sont utilisés comme interface pour la majorité des évaluations économiques de

la biodiversité. Selon cette typologie, les valeurs estimées peuvent être utilisées selon trois grandes approches : comme outil d'aide à la décision, comme outil de plaidoyer ou encore comme outil de créativité.

Plus précisément, en tant qu'aide à la décision, les valeurs peuvent servir à l'évaluation de politiques publiques, au cadrage des PSE, à l'orientation de stratégies privées ou à l'évaluation de projets d'infrastructure. Dans l'optique où les valeurs seraient utilisées comme outil de plaidoyer en faveur de la biodiversité, ces valeurs peuvent être utilisées comme outil de justification, comme outil d'argumentation ou comme outil de sensibilisation. Finalement, l'utilisation des valeurs comme outil de créativité ne mènerait pas à l'utilisation des valeurs elles-mêmes, mais permettrait de mettre en évidence de nouvelles solutions à un problème donné à travers le processus d'évaluation économique de la biodiversité.

c. Les utilisations attendues évoquées dans la littérature

Malgré le constat de vide littéraire mis en avant par Laurans et al. (2013a), nous avons tout de même souhaité analyser la littérature pour mettre en évidence les utilisations évoquées [figure 9]. L'objectif de ce point est donc de mettre en avant les utilisations attendues du principe, même simplement évoquées, que l'on retrouve dans la littérature.

Auteurs	Utilisations
Lagarenne, 2013, p.5	Illustrer la richesse et la valeur de la biodiversité et des services écosystémiques ; convaincre et justifier le choix de certaines politiques ; guider le développement de politiques et de décisions.
Puydarrieux, 2013, p.17	Evaluer des impacts ou des dommages et créer des systèmes de garantie ; sensibiliser la société civile à la valeur de la biodiversité ; éclairer dans le choix de projets (évaluation ex ante) ; justifier des choix et décisions (évaluation ex post) ; évaluer des coûts de maintien et mettre en œuvre des services de paiement (les Paiements pour les Services Ecosystémiques, par exemple) ; intégrer ces valeurs dans les systèmes de comptabilité.
Raquez, 2013	Sensibiliser ; déterminer un prix à payer en cas de dégradation d'un écosystème ; déterminer des primes à la suite de mesures favorables à la biodiversité.
Point, 1998	Hierarchiser des projets ; évaluer l'impact environnemental de certains projets ; orienter les politiques publiques ; calculer et calibrer les dommages à la suite d'une catastrophe ; comptabiliser.
Gómez-Baggethun & Barton, 2013	Sensibiliser ; comptabiliser ; mettre en place des priorités ; calibrer des instruments ; évaluer des dommages environnementaux.
Dilet, 2014, pp.70-73	Aider à la décision (entendez décision publique) ; élaborer des stratégies d'entreprises ; mettre en place des projets d'aménagement ; calibrer des instruments de marché ; communiquer.
Natureparif, 2013	Etablir des priorités là où le financement est limité.
Evea, 2013	Aider à la décision, principalement en ce qui concerne les aménagements, les travaux publics et la réalisation d'infrastructures.
Liekens et al., 2013b	Aider à la décision publique.

Figure 9 : Les utilisations attendues évoquées dans la littérature

Plus spécifiquement, Nahlik et al. (2012) synthétisent le principe comme étant la mesure qualitative par les écologistes, l'évaluation économique par les économistes et finalement, l'utilisation par les décideurs (entendus comme décideurs publics). Ainsi, l'évaluation

économique ne mène pas forcément à l'introduction de la biodiversité sur les marchés (Dilet, 2014). Au contraire, il existe un large spectre d'utilisations attendues du principe que nous allons analyser à travers notre propre typologie des utilisations attendues.

Section 3 : Proposition d'une typologie

Suite à la description des deux typologies d'utilisations attendues ci-dessus et la synthèse des évocations rencontrées dans la littérature, nous proposons notre propre typologie des utilisations attendues du principe en réponse à notre première sous-question de recherche [figure 10]. Selon nos recherches, ces utilisations forment l'ensemble des utilisations imaginables du principe, qu'elles soient effectivement appliquées dans la réalité ou non.

Utilisations attendues du principe d'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques				
Aide à la décision	Systèmes comptables (chapitre 4)	Mécanismes de marché (chapitre 5)	Communication (chapitre 6)	Utilisations juridiques (chapitre 7)
Aide à la décision publique (chapitre 2)	Comptabilités d'entreprise	Paiements pour les Services Ecosystémiques	Argumentation	Responsabilité pénale
Aide à la décision privée (chapitre 3)	Comptabilités nationales	Mécanismes de compensation	Justification	Responsabilité civile
			Sensibilisation	Responsabilité environnementale
			Outil de créativité	Orientation des textes juridiques et des objets à encadrer juridiquement

Figure 10 : Proposition d'une typologie des utilisations attendues

Nous avons tenté d'agrèger les différentes informations apportées au travers des deux typologies existantes et des évocations de la littérature. Nous avons retenu cinq utilisations attendues principales : l'aide à la décision (publique ou privée), l'intégration dans des systèmes comptables, le calibrage des mécanismes de marché, l'outil de communication et diverses utilisations juridiques.

Les différents chapitres qui vont suivre vont s'atteler à proposer un état des lieux structuré des différentes utilisations attendues reprises dans notre typologie. Chaque utilisation attendue²¹ est analysée selon une structure relativement similaire : l'origine et les objectifs, le contexte d'utilisation, les acteurs et finalement les résultats.

²¹ Excepté l'outil de créativité, la responsabilité pénale et l'orientation des textes juridiques qui sont des utilisations marginales qui ont été résumées en un ou deux paragraphes, ainsi que la responsabilité environnementale que l'on peut rapprocher des principes de compensation.

CHAPITRE II : L'AIDE A LA DECISION PUBLIQUE

Nous commençons par l'analyse de l'utilisation du principe en tant qu'aide à la décision publique. Comme nous l'avons déjà mentionné, malgré l'absence de consensus lors de nos entretiens, cette utilisation correspond à la première utilisation attendue du principe dans la littérature et certains diront même que le principe d'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques a été mis au point pour pouvoir alimenter la prise de décision publique (Point, 1998).

Section 1 : Analyse de l'utilisation en tant qu'aide à la décision publique

a. Origine et objectifs

Les services écosystémiques ne sont pas capturés par les marchés et n'ont donc pas de valeur économique (Liekens et al., 2013b). Au-delà de ce fait, il semble que l'absence de valeur économique de la biodiversité et des services écosystémiques induise une valeur nulle dans l'esprit des décideurs (que ce raccourci soit conscient ou non) (Bommelaer, 2013 ; Edwards & Abivardi, 1998 ; Mermet et al., 2014 ; Point, 1998).

L'objectif est d'éviter cette insidieuse valeur nulle. Plus précisément, l'objectif principal est de pouvoir utiliser les valeurs estimées pour guider la décision publique à travers une Analyse Coûts-Bénéfices (ACB), dans une optique normative et à parité égale avec les autres enjeux (Milanesi, 2008 ; Salles, 2010b). En effet, actuellement, le temps et la pollution sont déjà pris en compte dans les ACB des décisions publiques, mais pas encore la biodiversité ni les services écosystémiques (CAS, 2009). L'utilisation du principe dans la prise de décision publique devrait également accélérer le processus de décision et permettre au décideur d'arbitrer plus rapidement et facilement, dans un contexte où le temps de décision entre développement économique et conservation de la biodiversité est souvent court (Bommelaer, 2013). Finalement, l'objectif final reste de pouvoir lutter contre l'érosion de la biodiversité (Greenpeace, 2013).

b. Contexte d'utilisation

Il s'agit d'une utilisation ex ante, quand plusieurs alternatives existent (Mermet et al., 2014). De plus, nous sommes dans un contexte microéconomique, dont le but est l'étude des décisions et comportements individuels (Pearce et al., 2006). Dans ce contexte, la décision publique comprend deux catégories de décisions différentes : les décisions concernant des projets bien spécifiques (infrastructure, aménagement ou utilisation du sol, principalement) et les décisions concernant des politiques publiques (de conservation de la biodiversité ou non) (Gadrey & Lalucq, 2015 ; Mermet et al., 2014 ; Salles, 2010b).

c. L'Analyse Coûts-Bénéfices

Comme nous l'avons mentionné ci-dessus, l'objectif principal est de guider la prise de décision et d'arbitrer entre plusieurs projets. Pour ce faire, les experts prônent principalement les ACB qui semblent être la base de la majorité des décisions publiques (CAS, 2009 ; Hadley et al., 2011 ; Nunes & van den Bergh, 2001 ; Rambaud & Roy, 2011). Concrètement, l'ACB consiste à décrire les conséquences positives et négatives d'un projet, à les quantifier monétairement et ensuite, à les agréger sur une période de temps plus ou moins longue. Le projet sera choisi si le bénéfice net actualisé est supérieur à 0 ou supérieur aux autres projets (Pearce et al., 2006). Laurila-Panta et al. (2015) ajoutent que l'alternative sélectionnée devra être l'alternative qui minimise les coûts et les risques, tout en maximisant les bénéfices et l'acceptation de la population. En conséquence, pour effectuer cette analyse des choix, il faut que tous les facteurs entrant dans la décision aient une valeur monétaire et la biodiversité n'y échappe pas (Laurila-Panta et al., 2015).

d. Acteurs et parties prenantes

Il semble acquis que ce type d'utilisation devrait inclure le plus grand nombre possible d'acteurs, dès la préparation des politiques et projets, dans leur exécution et jusque dans leur évaluation. Il faudrait également inclure toutes sortes d'organisations de la société civile afin de garantir la démocratie (Liekens et al., 2013a). De plus, l'utilisation de ces valeurs est « supply-driven » et ce sont principalement les organisations environnementales qui poussent les décideurs à prendre en compte ces valeurs dans la décision publique (Mermet et al., 2014).

Section 2 : Résultats

a. Les problèmes et inconvénients mis en évidence dans la littérature

Tout d'abord, Banos et Rulleau (2014) argumentent que les valeurs de la biodiversité ne seraient qu'un facteur de décision supplémentaire, perdu au milieu de la multitude de facteurs à prendre en compte dans la décision. Dès lors, il n'est pas sûr que ces valeurs puissent rivaliser avec les bénéfices économiques des grands projets qui sont souvent surévalués (développement du tourisme, de l'emploi, désenclavement,...) (Gadrey & Lalucq, 2015). Selon Schaeffer (2014), l'utilisation du principe en tant qu'aide à la décision publique n'est pas souhaitable, car en contradiction avec le pluralisme des valeurs censé caractériser la société démocratique.

Nous pouvons également rencontrer des problèmes méthodologiques. Le manque de robustesse des méthodes et la complexité technique conduiraient à des résultats fragiles et faciles à manipuler politiquement (Gadrey & Lalucq, 2015 ; Schaeffer, 2014). Il y a également une trop

grande différence entre l'échelle géographique d'évaluation et l'échelle géographique nécessaire dans la prise de décision, qui mènerait, finalement, à ne pas prendre ces valeurs en compte dans la prise de décision (Liekens et al., 2013a).

Finalement, l'ACB en elle-même semble poser problème. Alors qu'elle est censée comparer plusieurs options, dans la majorité des cas, elle ne sert à justifier qu'une seule option. L'analyse n'est plus une rationalisation du projet ex-ante, comme le prédisait son objectif initial, mais plutôt une validation d'un projet déjà choisi (Banos & Rulleau, 2014). L'ACB suppose également un décideur public qui agirait dans l'intérêt de la population et qui serait alors bienveillant (Banos & Rulleau, 2014). Or nous pouvons raisonnablement en douter en réalité. En outre, l'ACB ne mettrait en avant que les idées et valeurs des acteurs majoritaires et dominants (Roy & Damart, 2002).

b. Résultats concrets à travers des exemples

Malgré le fait que les valeurs estimées à travers ce principe aient tous les attributs pour être prises en compte dans des ACB, force est de constater que peu d'exemples concrets d'utilisation de ces valeurs en tant qu'aide à la décision publique existent (Banos & Rulleau, 2014). Ainsi, Liekens et al. (2013a) notent que l'intégration des valeurs estimées dans les prises de décisions journalières reste fortement limitée. Plusieurs facteurs peuvent expliquer la faible prise en compte de ces valeurs économiques dans la prise de décision, tels que les coûts importants du principe, les objectifs politiques et les barrières légales ou encore la mauvaise compréhension du principe et la peur de la part des décideurs publics (Mermet et al., 2014).

Et dans le peu de cas où les valeurs sont prises en compte dans le processus de prise de décision publique, il semblerait que leur impact sur les décisions finales soit très faible (Salles, 2011). Concrètement, dans les Caraïbes où les services écosystémiques côtiers sont très importants, plusieurs évaluations économiques de la biodiversité et des services écosystémiques ont été entreprises. Sur les 200 exercices d'évaluation économique, seuls 13 ont eu un impact sur un projet ou une politique publique (Kushner, Waite, Burke, & Jungwiwattanaporn, 2012).

c. L'hypothèse de l'Analyse Coûts-Bénéfices

Outre les désavantages mis en exergue dans la littérature, le fait que le principe ne soit que très rarement utilisé dans les ACB ou qu'il ne le soit pas de manière décisive met en lumière un problème qui semble bien plus profond. En effet, les experts ont basé leurs recherches sur une grande hypothèse qui ne semble pas être vérifiée en réalité. En d'autres termes, l'hypothèse selon

laquelle les décisions publiques sont prises selon un calcul économique ou une ACB serait fautive (Mermet, communication personnelle).

Et bien que le recours aux ACB dans le cadre de politiques publiques ne soit pas nouveau (en 1808 déjà, le secrétaire d'Etat américain de l'époque recommandait l'utilisation de l'ACB dans le cadre des politiques publiques de l'eau), le recours à ces analyses semble plus systématique aux Etats-Unis qu'en Europe, grâce à un lobby en faveur de ces analyses et de très forts liens entre le milieu académique et politique (Banos & Rulleau, 2014 ; Pearce et al., 2006). Depuis quelques années, cependant, force est de constater que les réglementations et les décrets des différents pays européens exigent de plus en plus le recours à l'ACB dans le cadre de la décision publique (Banos & Rulleau, 2014). Selon les textes officiels et les discours, l'ACB serait donc censée jouer un rôle déterminant dans la prise de décision publique (Roy & Damart, 2002).

Mais s'il est vrai que des ACB sont mises en place conformément aux textes, nous ne pouvons affirmer que celles-ci soient décisives (Mermet et al., 2014). De plus, la véritable ACB, neutre, scientifique et basée sur des faits et des informations objectives, n'est que très rarement rencontrée dans la réalité des projets (Roy & Damart, 2002). Mermet et al. (2014) affirment même que nous devrions accepter le fait que la prise de décision publique repose sur ses propres règles, légitimité et influences. Ainsi, certains décideurs sont réticents à suivre des ACB lorsque les résultats vont à l'encontre de la réalité sociale et territoriale (Faburel, 2009, cité dans Banos & Rulleau, 2014). Selon Godin (communication personnelle), nous ne sommes pas dans « une culture [européenne] où l'on donnerait plus de poids à des chiffres qu'à la discussion ». Il faudrait dès lors comprendre cette logique propre pour comprendre comment les évaluations économiques pourraient avoir un plus grand impact sur ces décisions, et garder en tête que ces évaluations ne forment qu'une solution technique à un problème politique (Facchini, 1994, cité dans Banos & Rulleau, 2014). Bauler (communication personnelle) conclut en mettant en avant le fait qu'il n'y a pas moyen de faire un grand investissement public sans ACB, mais qu'il est certain qu'il n'existe pas d'ACB pure.

L'exemple de l'aéroport de Notre-Dame-des-Landes ne fait pas exception à cette logique. Dans cet exemple, les autorités françaises souhaitaient construire un nouvel aéroport au nord de Nantes (appelé Aéroport du Grand Ouest ou de Notre-Dame-des-Landes) à la place de l'Aéroport de Loire-Atlantique (Delft, 2011). Nous sommes alors face à deux alternatives principales : le nouvel aéroport à Notre-Dame-des-Landes ou le réaménagement de l'ancien aéroport, lui-même débouchant sur plusieurs « sous-alternatives ». Pour trancher, une ACB a été réalisée en 2006, comme la Loi d'Orientation sur les Transports Intérieurs (LOTI) le prévoit pour tout important

projet d'infrastructure de transport (ACIPA, 2015). Mais comme nous l'avons mentionné, bien que les ACB doivent jouer un rôle important dans la prise de décision publique selon les lois et décrets, elles ne sont pas vraiment décisives. En effet, malgré cette ACB, le projet de Notre-Dame-des-Landes n'est toujours pas décidé et est en attente d'un référendum²². De plus, cette ACB ne semble pas avoir été réalisée de manière objective et plusieurs influences sont entrées en compte (Delft, 2011). ACIBA (2015, para.1) maintient même que l'ACB a été « orientée et même faussée pour afficher un résultat positif du projet ». Par exemple, au niveau des valeurs économiques de la biodiversité et des services écosystémiques, celles-ci n'ont tout simplement pas été prises en compte. Or, en se basant seulement sur les valeurs des services de régulation (capture du carbone) et des services récréatifs de la forêt, nous arrivons à une estimation de 15 millions d'euros qui aurait pu faire basculer l'ACB (Delft, 2011).

Section 3 : Conclusion

Cet exemple prouve que l'hypothèse selon laquelle toute décision publique se base sur une ACB neutre, scientifique et décisive ne tient pas. Dès lors, étant donné que la première utilisation attendue du principe était l'aide à la décision publique au travers de ces ACB, nous pouvons raisonnablement affirmer qu'il y a peu de chances que le principe soit un jour utilisé de façon systématique et efficace dans le cadre de l'aide à la décision publique et des ACB.

Les méthodes étant peu robustes et devant l'impossibilité d'évaluer économiquement la valeur totale des écosystèmes, certains chercheurs prôneraient même une analyse multicritère (Dendoncker, communication personnelle). Celle-ci permettrait de prendre en compte les valeurs économiques lorsqu'elles sont disponibles et des indications qualitatives ou quantitatives lorsque des indications monétaires ne sont pas disponibles (Hadley et al., 2011 ; OCDE, 2002). Nous ne serions dès lors même plus obligés d'évaluer économiquement la biodiversité et les services écosystémiques. Le principe d'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques ne serait donc plus un prérequis à l'introduction de la biodiversité dans la décision publique.

Pour terminer, bien que l'aide à la décision publique semblait être la première utilisation attendue du principe, il y a peu de chances que ce principe soit effectivement utilisé dans ce contexte. L'utilité du principe dans ce contexte de décision publique pourrait même être remise en question si l'on choisit de se diriger vers des analyses multicritères.

²² Celui-ci a eu lieu le 26 juin 2016 et a donné gagnant le « oui » au transfert de l'aéroport à Notre-Dame-des-Landes.

CHAPITRE III : L'AIDE A LA DECISION PRIVEE

Après avoir étudié l'utilisation en tant qu'aide à la décision publique, nous traitons maintenant de la décision privée. Par « décision privée », nous entendons toute décision prise par une entreprise au sens large (World Resources Institute [WRI], 2009).

Section 1 : Analyse de l'utilisation en tant qu'aide à la décision privée

a. Origine et objectifs

L'origine de l'utilisation du principe en tant qu'aide à la décision privée est ancrée dans les nouvelles menaces et opportunités créées par l'érosion de la biodiversité (Houdet, 2008 ; TEEB, 2010b). Les principaux risques correspondent aux risques opérationnels (ruptures d'approvisionnement, dégradation et rareté des matières premières), aux risques financiers (augmentation des coûts et des assurances), aux risques réglementaires et légaux ou encore aux risques réputationnels liés à la pression exacerbée et à la conscientisation croissante des stakeholders (Dendoncker, communication personnelle ; Empreinte biodiversité, n.d. ; WRI, 2009). Outre ces risques, les entreprises avant-gardistes peuvent se créer des opportunités relatives à la conscientisation croissante des consommateurs (TEEB, 2010b). Ces opportunités comprennent aussi des opportunités pour innover, mobiliser des équipes et renforcer la stratégie de Responsabilité Sociétale des Entreprises (RSE) (Empreinte biodiversité, n.d.).

Face à tous ces enjeux, l'objectif premier de l'utilisation du principe dans l'aide à la décision privée est d'identifier et de contrer les risques ainsi que de gérer les opportunités, principalement à travers des ACB des différents projets et stratégies (TEEB, 2010b ; World Business Council for Sustainable Development [WBCSD], 2013). Cela correspond à une meilleure maîtrise des impacts et à une hiérarchisation des enjeux dans la prise de décision (CAS, 2009). Dans le cas des entreprises privées et de leur approche marchande, l'objectif consiste à accroître la part de marché, attirer de nouveaux clients et saisir des opportunités commerciales (TEEB, 2010b), plutôt que de lutter contre l'érosion de la biodiversité (Empreinte biodiversité, n.d.).

b. Contexte d'utilisation

Il s'agit d'une utilisation ex-ante, avant la décision, de type microéconomique (CAS, 2009). Actuellement, beaucoup d'entreprises tentent de prendre en compte l'environnement dans leur prise de décision (Richardson et al., 2015). Cependant, l'examen se fait principalement à travers l'analyse cycle de vie, à l'aide de la « tonne d'équivalent carbone » comme indicateur. Cette analyse n'intègre pas la biodiversité et reste peu adaptée aux services écosystémiques (Dilet, 2014 ; WRI, 2009).

c. Comment intégrer la biodiversité et les services écosystémiques dans les stratégies et décisions privées ?

L'intégration de la biodiversité et des services écosystémiques dans les stratégies des entreprises peut passer par trois voies principales. Les entreprises peuvent chercher (1) à créer des rankings qualitatifs permettant de hiérarchiser les activités, (2) à valoriser économiquement la dépendance ou l'impact de l'entreprise sur la biodiversité et les services écosystémiques et (3) à cartographier géographiquement les services écosystémiques (WBCSD, 2013). En suivant cette triple distinction, le WBCSD a répertorié les divers outils concrets disponibles en 2013 [annexe 10]. Dans le cadre de ce mémoire, seule la deuxième voie d'intégration de la biodiversité nous intéresse, car elle est la seule à nécessiter un exercice d'évaluation économique. De plus, seuls les outils se basant sur les services écosystémiques sont traités dans ce mémoire. Ces deux prérequis limitent le choix d'outils disponibles pour les entreprises dans le cadre de ce mémoire et il semble que l'outil le plus abouti actuellement soit le CEV²³ (Corporate Ecosystem Valuation ou Comprendre, Evaluer, Valoriser) [annexe 10].

d. Acteurs et parties prenantes

Les valeurs doivent être utilisées à tous les niveaux : décisions de site, de projet, de produit ou au niveau des décisions du groupe (TEEB, 2010c). De plus, il peut s'agir de tous types d'entreprises, de celles ayant une interaction directe avec la biodiversité et les écosystèmes (agriculture, exploitation forestière ou minière,...) aux autres catégories d'entreprises (grande distribution, santé, services financiers,...) (WRI, 2009).

Section 2 : Résultats

Bien qu'il existe des outils pour mesurer leurs impacts et leurs dépendances sur la biodiversité [annexe 10], les entreprises doivent faire encore plus d'efforts pour prendre ces valeurs en compte dans la prise de décision. De nombreuses entreprises travaillent énormément sur leurs émissions de gaz à effet de serre, mais les relations à la biodiversité sont encore souvent traitées de manière superficielle (TEEB, 2010b).

Dans la littérature, les études de cas sont encore peu nombreuses. Cela s'explique tout d'abord par le fait que les outils repris à l'annexe 10 ne sont pas encore tous finalisés (Houdet, 2010). De

²³ Le CEV est une procédure permettant de prendre des décisions privées mieux informées en évaluant explicitement et économiquement la dégradation et les impacts sur les services écosystémiques, ainsi que les bénéfices que les entreprises retirent de ces services (WBCSD, 2011). Mais il ne s'agit pas pour autant d'une liste des prix de la biodiversité à appliquer à son entreprise (Berger, 2013). Mis au point en 2011 après 18 mois de développement, il s'agissait d'un des premiers outils permettant aux entreprises d'évaluer économiquement les impacts et dépendances aux services écosystémiques, de façon à rationaliser leurs décisions (WBCSD, 2011).

plus, les rares retours d'expérience que la littérature nous offre sont très souvent rédigés et analysés par les organisations ayant créé l'outil d'évaluation utilisé dans l'étude de cas. Nous disposons dès lors de très peu d'études de cas indépendantes (Houdet, 2010).

Dans la réalité, il semble que peu d'entreprises, hormis les entreprises-tests des divers outils, prennent en compte la valeur économique des services écosystémiques dans leur prise de décision (TEEB, 2010b). Au contraire, il semble que les entreprises soient de plus en plus intéressées par des analyses qualitatives, voire quantitatives, mais en tout cas pas monétaires de leurs relations de dépendance et d'impact sur la biodiversité et les services écosystémiques. L'Indicateur d'Interdépendance de l'Entreprise à la Biodiversité (IIEB) et le Corporate Ecosystem Services Review (ESR) sont les outils les plus fréquemment rencontrés dans les entreprises car les plus faciles à mettre en œuvre (Houdet, 2010). Néanmoins, ils ne prennent pas en compte la valeur économique de la biodiversité ni des services écosystémiques, mais permettent respectivement de mettre en évidence les interactions directes ou indirectes entre les entreprises et la biodiversité et d'appréhender les risques et opportunités relatifs aux services écosystémiques (Berger, 2013 ; CAS, 2009 ; Houdet, 2010). Finalement, au lieu de se baser sur de tels outils, beaucoup d'entreprises mettent seulement en place des actions spécifiques, sans aucune étude d'interaction entre elles et la biodiversité. Ainsi, les initiatives de toits verts ou de ruches sont parmi les plus prisées en Belgique (Lemaire, communication personnelle).

Section 3 : Conclusion

Pour conclure, l'utilisation du principe d'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques (notamment à travers le CEV) ne semble pas du tout généralisée en tant qu'outil d'aide à la décision privée. Bien que plusieurs outils concrets existent et continuent d'être développés pour permettre aux entreprises d'inclure ces valeurs économiques dans leurs décisions, ces entreprises se tournent principalement vers des outils qualitatifs offrant un ranking non monétaire de leurs différentes relations et interdépendances avec la biodiversité. De plus, les diverses initiatives spécifiques (toits verts ou ruches) ne reposent en général pas sur de telles analyses et ont un objectif purement stratégique et économique. Etant donné les objectifs des entreprises (accroître leur part de marché, attirer de nouveaux clients et saisir des opportunités commerciales (TEEB, 2010b)), nous pouvons raisonnablement nous demander si l'utilisation du principe en tant qu'aide à la décision privée pourrait, si elle était appliquée plus systématiquement, réellement lutter de manière décisive contre l'érosion de la biodiversité.

CHAPITRE IV : LES SYSTEMES COMPTABLES

Les évaluations économiques de la biodiversité et des services écosystémiques fournissent des informations utilisables dans les comptabilités (Rambaud & Roy, 2011). Pour l'analyser, nous avons divisé ce chapitre en deux sections : l'utilisation dans les comptabilités d'entreprise et dans les comptabilités nationales. Pour ces deux sections, nous traitons des démarches standardisées les plus courantes, reprises des thèses de Houdet (2010) et Ionescu (2016).

Section 1 : Les comptabilités d'entreprise

a. Origine et objectifs

L'intégration du principe dans les comptabilités d'entreprise vient de la pression accrue des parties prenantes pour que les entreprises développent des outils adéquats qui permettent de comptabiliser l'impact sur la biodiversité et les services écosystémiques (Houdet, Pavageau, Trommetter, & Weber, 2009). Dans la littérature internationale, les premières traces de Comptabilité Environnementale²⁴ (CE) en comptabilité d'entreprise datent de 1972, avec l'essai « *Ökologische Buchhaltung, eine Einführung*²⁵ » du Suisse Müller-Wenk (Richard, 2009).

L'objectif est de comptabiliser les impacts sur la biodiversité et par conséquent, de lutter contre son érosion. En ce qui concerne les objectifs plus particuliers, nous devons distinguer les diverses comptabilités d'entreprise que nous abordons (la comptabilité financière, le reporting intégré et la comptabilité de gestion) (Houdet, 2010). Nous traiterons de leurs objectifs spécifiques, des acteurs et des résultats dans les sous-sections correspondantes ci-dessous.

b. Contexte d'utilisation

Quel que soit le type de système comptable que nous abordons dans cette section, le contexte d'utilisation est identique. Il s'agit d'un niveau microéconomique (CAS, 2009).

c. La comptabilité financière

L'objectif est d'intégrer la biodiversité et les services écosystémiques afin de créer une comptabilité financière de l'environnement (Houdet, 2010). Précisément, il ne semble pas nécessaire de créer de nouveaux systèmes, car les systèmes comptables existants pourraient être adaptés de façon à intégrer la biodiversité et les services écosystémiques (TEEB, 2010c). Le but

²⁴ La CE est un terme général et correspond aussi bien à des comptabilités nationales ou privées, de nature réglementaire ou non, ou encore financières ou analytiques. Ainsi, en réalité, tout ce chapitre traite des CE, quelle que soit la (sous-)section. Richard distingue ces CE selon sept critères : le sens de la relation avec l'environnement, la dimension de l'environnement, le mode de conservation du capital, la dimension spatiale de l'information, le degré de détail des informations, le type de valorisation des données et le concept de résultat (Houdet, 2010).

²⁵ « Comptabilité écologique, une introduction »

est de rendre compte aux parties prenantes externes, telles que les autorités financières, les actionnaires ou les pouvoirs publics, entre autres (Houdet, 2010 ; Ionescu, 2016).

Concrètement, divers mécanismes de comptabilité financière de l'environnement existent. Tout d'abord, la Comptabilité Financière Environnementalement Différenciée (CFED) correspond à l'identification et à la différenciation des données de nature environnementale, déjà présentes dans les écritures comptables (Houdet, 2010). Il s'agit d'une « publication des dépenses environnementales » (Ionescu, 2016, p.182), plutôt que d'un véritable système comptable environnemental. Ainsi, la CFED ne permet pas de comptabiliser les externalités environnementales et ne permet dès lors pas la prise en compte des valeurs économiques de la biodiversité et des services écosystémiques (Houdet, 2010). A côté de la CFED, il existe d'autres comptabilités financières qui ont réellement vocation à « transformer la comptabilité financière pour y intégrer des données environnementales » (Ionescu, 2016, p.193). Dans ce contexte, pour le moment, ce sont principalement les valeurs économiques de certains paramètres écologiques précis qui sont prises en compte (gaz à effet de serre, déchets,...), mais l'évolution tend à intégrer tous les aspects environnementaux (biodiversité et services écosystémiques) (Ionescu, 2016). Certaines organisations ont appliqué ou appliquent des systèmes comptables de ce type. Ainsi, nous pouvons noter, entre autres, l'entreprise d'électricité canadienne Ontario Hydro, le groupe Kering ou encore la société d'informatique néerlandaise BSO Origin qui avait réussi à calculer une valeur ajoutée nette (Houdet, 2010 ; Ionescu, 2016). Néanmoins, nous pouvons raisonnablement nous poser la question de savoir ce qui se passerait si la valeur ajoutée nette était négative et si elle devait réellement être déduite du compte de résultat ? L'application d'une telle comptabilité donnerait lieu à des états financiers totalement différents. De plus, l'intégration de la biodiversité et des services écosystémiques fait également face à des challenges (faible robustesse des évaluations des externalités, absence de cadre théorique cohérent adapté à tous les cas, absence d'autorité de régulation et de mécanisme de vérification indépendant, « illusion » des recettes et dépenses ne cadrant pas avec les principes comptables, pas de transaction monétaire sous-jacente, aucune implication ou conséquence tangible,...), qui rendent peu probable l'intégration systématique de ces valeurs dans la comptabilité financière (Houdet, 2010).

d. Le Reporting Intégré

Le Reporting Intégré (RI) a comme objectif principal de communiquer des informations financières, environnementales et sociales aux parties prenantes de l'organisation (associations, pouvoirs publics, syndicats, investisseurs,...) (Houdet, 2010 ; Ionescu, 2016). Plusieurs

organisations tentent de fournir un cadre à ce RI : le Global Reporting Initiative (GRI), l'International Integrated Reporting Committee (IIRC) ou le Sustainability Accounting Standards Board (SASB). Parmi elles, le GRI semble être le plus utilisé, avec une application par près de 40 % des entreprises ayant publié un rapport RSE en 2010 en France (Ionescu, 2016).

Pour faire simple, le référentiel GRI est basé sur deux types de principes de reporting : les principes de contenu et les principes de qualité (GRI, 2015). Outre ces principes, le référentiel inclut différents éléments d'information : les éléments généraux d'information (54 éléments traitant de la gouvernance, de la stratégie et du profil de l'organisation, entre autres) et les éléments spécifiques d'information (composés de la description de l'approche managériale et des indicateurs). Ces indicateurs sont classés par catégories et une de ces catégories est relative à l'environnement, reprenant pas moins de 34 indicateurs (GRI, 2015). Ces indicateurs permettent de dresser un panorama environnemental (consommation d'eau, d'énergie, émission de déchets solides,...) et quatre indicateurs adressent particulièrement la biodiversité, mais dans une optique de biodiversité remarquable et non ordinaire (GRI, 2015 ; Ionescu, 2016). De plus, bien que la biodiversité soit intégrée dans le GRI, nous remarquons que ces critères sont souvent quantitatifs, voire hybrides (quantitatifs-qualitatifs), mais en tout cas pas monétaires (Ionescu, 2016). Le principe n'est donc pas utilisé dans le GRI, même si cela pourrait évoluer dans le futur.

e. La comptabilité de gestion

L'objectif de l'utilisation du principe dans la comptabilité de gestion est de guider les processus internes de planification des activités, des budgets et des contrôles (Houdet, 2010). Au contraire des deux sous-sections précédentes (comptabilité financière et reporting intégré), la comptabilité de gestion permet de fournir des informations pertinentes aux managers de l'organisation, « distinctement des parties prenantes externes » (Antheaume, 2013, p.13).

Actuellement, il semble y avoir un consensus croissant quant au fait que ces systèmes analytiques ne fournissent pas d'informations suffisantes sur les questions environnementales (Houdet et al., 2009). Pour combler ce manque, la Comptabilité de Gestion Environnementale²⁶ (CGE) s'est développée ces dernières années (Antheaume, 2013). La CGE est définie « comme l'identification, la collecte, l'analyse et l'utilisation de deux types d'information pour les processus de décision internes à l'organisation » (Houdet, 2010, p.164), à savoir des informations monétaires et des informations qualitatives. Concrètement, la CGE identifie et catégorise différents coûts et revenus environnementaux [annexe 11]. Hormis les coûts conventionnels, les

²⁶ En anglais, Environmental Management Accounting (EMA).

autres types de coûts peuvent être assez complexes à calculer (Houdet, 2010). Par exemple, les coûts externes (les externalités) doivent souvent être estimés à travers des méthodes d'évaluation économique telles que nous les avons déjà mentionnées. De plus en plus souvent, ces méthodes sont alors remplacées par des évaluations quantitatives (Houdet, 2010). Houdet (2010) met aussi en évidence que les CGE ne prennent actuellement pas en compte les interactions avec la biodiversité ni les services écosystémiques, dont les coûts et revenus sont généralement ignorés. En effet, elles se focalisent presque uniquement sur les coûts et revenus liés à l'eau, à l'énergie ou aux déchets (Houdet et al., 2009). En ce qui concerne la biodiversité, seuls les coûts de la protection de la biodiversité remarquable et des paysages ou ceux liés à des mécanismes de compensation sont pris en compte (Houdet, 2010). Plusieurs études sont actuellement en cours pour savoir comment élargir la CGE de façon à ce que les coûts et revenus de la biodiversité et des services écosystémiques soient pris en considération (Houdet et al., 2009).

Section 2 : Les comptabilités nationales

Après l'utilisation du principe dans les comptabilités des entreprises, nous nous intéressons à l'utilisation dans les comptabilités nationales.

a. Origine et objectifs

Dans la littérature, les premières traces de CE en comptabilité nationale datent de 1971 avec « Is growth obsolete ? » par les Américains Nordhaus et Tobin (Richard, 2009). Cependant, les premières recherches et initiatives concrètes étaient uniquement focalisées sur des évaluations qualitatives et non monétaires (Edens, 2013). Finalement, en 2011, la « EU Biodiversity Strategy to 2020 » de l'Union européenne requérait des Etats membres qu'ils évaluent l'état de leurs écosystèmes et services écosystémiques pour 2014, et qu'ils évaluent économiquement ces services et les intègrent dans leurs systèmes de comptabilité pour 2020 (Commission européenne, 2011).

L'objectif est d'intégrer l'énorme valeur économique procurée par les services écosystémiques dans les comptes nationaux (Weber, 2014). En effet, les économies dépendent des services écosystémiques, les impactent aussi, mais les principes des comptes nationaux ne permettent pas de comptabiliser ces dépendances environnementales (Edens, 2013 ; Weber, 2014).

b. Contexte d'utilisation

Il s'agit d'un contexte macroéconomique (CAS, 2009). Il y aurait une volonté d'introduire dans les comptes nationaux « une représentation comptable quantifiée en valeurs monétaires de certains aspects essentiels des relations entre les activités économiques, au sens habituel de la

comptabilité nationale, et la nature » (Vanoli, 2014, p.6). Plus concrètement, il s'agit d'introduire l'évaluation économique de la variation de l'état des ressources naturelles (dégradation ou éventuelle restauration) et non le stock en tant que tel (Vanoli, 2014).

Les comptes nationaux sont régis par les prescriptions du Système de Comptabilité Nationale²⁷ des Nations Unies (SCN). En 2012, le Système de Comptabilité Economique et Environnementale - Cadre Central²⁸ (SCEE-CC) a été adopté comme norme statistique officielle²⁹ de l'ONU, de façon à intégrer les relations entre économie et environnement, tout en se basant sur les principes, la classification et les définitions du SCN³⁰ (Edens, 2013). Particulièrement, ce SCEE-CC affaiblit la définition d'actif reprise dans le SCN (fournir des bénéfices et être privé), afin d'intégrer les actifs environnementaux (Edens, 2013).

c. Acteurs et parties prenantes

Bien que cette section soit intitulée « Comptabilités nationales », les acteurs peuvent être des Etats, des groupes d'Etats ou des régions (Weber, 2014). A tout le moins, nous sommes au niveau macroéconomique.

d. Résultats

Outre le peu d'articles scientifiques à ce sujet (Feger, communication personnelle), il semble que de plus en plus de pays établissent (ou voudraient établir, car le temps d'adaptation peut être long) leurs comptes selon le SCEE-CC (Weber, 2014). Mais bien que le SCEE-CC élargisse la perspective environnementale par rapport au SCN, il ne permet pas de prendre en compte les services écosystémiques (Edens & Hein, 2013). En effet, le SCEE-CC adopte une approche réductionniste qui réduit un écosystème aux seuls actifs marchands (le bois de la forêt, par exemple) et laisse de côté tous les services de régulation, entre autres (Edens, 2013). Aujourd'hui, nous n'avons pas assez de connaissances pour savoir comment ces services écosystémiques pourraient être intégrés dans la comptabilité nationale (Edens & Hein, 2013).

²⁷ En anglais, System of National Accounts (SNA). Mis à jour en 2008, il s'agit d'un « ensemble de recommandations standard approuvé au plan international concernant la méthode de compilation des mesures de l'activité économique en conformité avec des conventions comptables précises basées sur des principes économiques » (ONU, 2013b, p.1). De plus, le SCN définit différents agrégats tels que le PIB ou le PNB, entre autres (ONU, 2013b). En Europe, les pays sont tenus de se conformer au Système Européen des Comptes Nationaux Intégrés (SEC), qui approfondit le SCN et ne diffère que sur certains points minimes (OCDE, 2015).

²⁸ En anglais, System for Environmental Economic Accounts - Central Framework (SEEA-CF).

²⁹ Il est ainsi mis sur un pied d'égalité avec le SCN (Weber, 2014).

³⁰ De nouveaux agrégats environnementalement ajustés vont donc pouvoir être créés sur base de ce SCEE-CC (Atkinson, Dietz, Neumayer, & Agarwala, 2014). En effet, jusqu'à présent, les différents agrégats environnementalement ajustés étaient calculés à partir des statistiques issues du SCN, desquelles étaient déduits l'épuisement des ressources naturelles et la pollution (par exemple, l'épargne véritable ou l'indicateur synthétique de soutenabilité de la Banque mondiale) (Pasquier, n.d.).

Par conséquent, en 2013, un nouveau volet du SCEE fut commandé à propos de la Comptabilité Expérimentale des Ecosystèmes (SCEE-CEE) (Edens & Hein, 2013 ; Weber, 2014). Ce SCEE-CEE est la première étape vers l'intégration des services écosystémiques en comptabilité nationale, bien que certaines questions conceptuelles et techniques doivent encore être réglées (Weber, 2014). Il ne s'agit toutefois pas d'un standard international et il n'y a donc aucune attente de la part de l'ONU que les pays le mettent en place au sein de leurs statistiques officielles³¹ (ONU, 2013a).

Section 3 : Conclusion

Tout d'abord, il semble que l'utilisation du principe en comptabilité financière d'entreprise, bien que théoriquement possible, soit limitée à cause de la particularité et des challenges des externalités environnementales, qui ne cadrent pas avec les exigences des principes comptables.

Ensuite, en ce qui concerne le RI, nous nous sommes principalement intéressés au GRI. Et actuellement, le principe d'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques n'est pas utilisé effectivement dans le GRI qui ne se focalise que sur la biodiversité remarquable grâce à des critères non monétaires. Néanmoins, nous n'excluons pas une évolution et une utilisation du principe à travers le GRI dans le futur.

Concernant la comptabilité de gestion, l'utilisation du principe dans ce système comptable est limitée à la biodiversité remarquable, mais elle est actuellement en cours de développement pour s'élargir à la biodiversité ordinaire et aux services écosystémiques. Néanmoins, il semble que les problèmes méthodologiques de ce type d'évaluation poussent les entreprises à utiliser des valeurs non monétaires, et le principe d'évaluation économique ne serait donc plus un prérequis dans le cadre de la CGE.

Finalement, en ce qui concerne la comptabilité nationale, il est encore trop tôt pour pouvoir dresser un bilan des expérimentations. Néanmoins, les recherches en SCEE-CEE ouvrent de nouvelles opportunités pour l'application du principe d'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques. Il est à noter qu'il ne s'agit pas obligatoirement de valeurs économiques, car un grand nombre de services écosystémiques sont comptabilisés selon des valeurs qualitatives ou quantitatives, en raison des difficultés techniques (ONU, 2013a).

³¹ Nous notons cependant que divers développements opérationnels et variantes du SCEE-CEE sont actuellement en cours : les « Comptes Ecosystémiques du Capital Naturel : une Trousse de Démarrage Rapide » (CECN-TDR) du secrétariat de la CDB, le « Wealth Accounting and Valuation of Ecosystem Services » (WAVES) de la Banque mondiale, le « Ecosystem Capital Accounts » (ECA) de l'AEE et le « Système de Comptabilité Economique et Environnementale » (ENCA) à l'île Maurice (Weber, 2014).

CHAPITRE V : LES MECANISMES DE MARCHE

Ce chapitre traite des outils de marché, aussi nommés les outils « to put money on the table » qui impliquent un véritable transfert d'argent (Mermet et al., 2014). Les mécanismes de marché regroupent un large ensemble d'outils, mais nous allons nous intéresser principalement aux PSE³² et aux mécanismes de compensation, qui semblent être les plus fréquemment repris dans la littérature selon nos lectures.

Section 1 : Les Paiements pour les Services Ecosystémiques

a. Origine et objectifs

Parmi les mécanismes de marché dans le domaine de la biodiversité, les PSE sont en plein développement (Dilet, 2014). Cependant, leur invention n'est pas neuve et ils existent depuis plusieurs années dans le contexte de la gestion des eaux (Barraqué, 1992 ; Westman, 1997, cités dans Mermet et al., 2014). Historiquement, les PSE remontent à 1960 et à un article de Coase qui proposait un « principe contractuel de paiements permettant d'internaliser l'externalité » négative (Karsenty, Sembré, & Perrot-Maitre, 2009, p.4). Par contre, leur visibilité croissante dans les débats actuels est bien nouvelle (Mermet et al., 2014).

L'objectif principal des PSE est de rémunérer des acteurs pour leur contribution positive à la biodiversité et aux services écosystémiques (Unmüßig, 2014). Les gouvernements et les organisations privées peuvent payer les utilisateurs ou les propriétaires pour qu'ils adaptent leurs pratiques en faveur des services écosystémiques (Mermet et al., 2014).

b. Contexte d'utilisation

Dans ce contexte, le principe est utilisé de façon à calibrer les PSE (Laurans et al., 2013a). Il s'agit d'une utilisation ex post. Nous constatons qu'il s'agit généralement de contrats, issus d'une négociation entre les différents acteurs (Prokofieva et al., 2012). Néanmoins, sous cette terminologie, les mécanismes de PSE regroupent une multitude de mécanismes légèrement différents (Kill, 2014).

³² Sous cette dénomination, nous retrouvons les Paiements pour les Services Ecosystémiques, aussi appelés Paiements pour les Services Environnementaux (Prokofieva, Wunder, & Vidale, 2012). Cette différence de dénomination fait référence aux définitions proposées au début de ce mémoire. Ainsi, le terme Paiements pour les Services Environnementaux semble plus correct dans le cas de ce mécanisme si l'on définit ces services comme étant ceux rendus par la population aux écosystèmes, impliquant une action humaine (Bonin & Antona, 2012 ; Bonnin, 2012). Néanmoins, nous avons utilisé les deux termes dans ce mémoire.

c. Acteurs et parties prenantes

Les PSE sont subdivisés en deux catégories : les PSE dont le financement est public (l'objectif étant le respect de l'intérêt public) et les PSE dont le financement est privé. Prokofieva et al. (2012) ajoutent que ces mécanismes existent aussi bien dans les pays en voie de développement que dans les pays développés, à l'échelle locale ou internationale. Aussi, dans ce type de contrat, des intermédiaires compétents sont généralement nécessaires (Mermet et al., 2014)

d. Résultats

Dans la littérature, le mécanisme de PSE en lui-même fait débat. L'argument contre les PSE est généralement la faible robustesse des mécanismes et méthodes d'évaluation économique des services écosystémiques (Mermet et al., 2014). En outre, certains auteurs se demandent si les PSE n'ont pas comme objectif d'introduire la biodiversité et les services écosystémiques dans la logique de marché libéral (Unmüßig, 2014). Ces PSE pourraient également, à terme, mener à une dépendance trop forte aux rentes. Les agriculteurs qui recevraient beaucoup de PSE, pourraient compter de manière exagérée sur ces rentes et seraient déséquilibrés et moins concurrentiels si les PSE devaient disparaître (Chevassus-au-Louis, 2011b).

Concrètement, il n'y a pas encore énormément de bilans des PSE (Gadrey & Lalucq, 2015). Nous remarquons que les PSE se retrouvent principalement dans le domaine de l'eau et de sa purification, alors qu'ils pourraient également concerner la protection des sols, le maintien et la création de corridors écologiques,... (Gadrey & Lalucq, 2015). Un exemple bien connu est celui de Vittel (Nestlé Waters) qui paye les fermiers pour introduire de meilleures et plus saines pratiques, de façon à garantir les services écosystémiques de purification des eaux issus des terres agricoles (Prokofieva et al., 2012). Nous notons également que le programme de Réduction des Emissions issues de la Déforestation et de la Dégradation (REDD), qui a pourtant été créé dans un but de réduction des émissions de CO₂ et de lutte contre le changement climatique, tente également d'inclure des PSE (Karsenty et al., 2009). Les PSE ne seraient plus seulement utilisés dans un but de lutte contre l'érosion de la biodiversité.

Mais malgré le fait que les PSE soient souvent évoqués comme utilisation attendue du principe d'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques, il semble que le principe ait rarement été utilisé en pratique pour calibrer les PSE (Kill, 2014 ; Mermet et al., 2014). La base de calcul diffère, mais il s'agira souvent d'un « barème de prix, d'un contrat à long terme, ou encore de servitudes rémunérées » (Gadrey & Lalucq, 2015, p.53). Plutôt qu'une

utilisation à travers un calibrage des PSE, le principe serait plutôt utilisé comme un argument³³ parmi tant d'autres lors des négociations entourant les contrats de PSE.

Section 2 : Les mécanismes de compensation

a. Origine et objectifs

L'idée de compensation existe depuis longtemps (Barbier et al., 1990, cités dans Ten Kate, Bishop, & Bayon, 2004). Il existe deux origines distinctes : légale ou volontariste (Ten Kate et al., 2004). Au niveau légal, ce sont les Etats-Unis qui possèdent, de loin, la législation la plus ancienne³⁴ et la plus poussée à ce sujet, mais presque exclusivement sur les zones humides (FERN, 2014b). A côté de cette approche juridique, l'approche volontariste des mécanismes de compensation est plus récente et son origine repose sur des raisons de réputation des entreprises (renforcer leur « social licence to operate », accéder à du capital ou à de nouvelles opportunités et profiter du « first mover advantage ») (Ten Kate et al., 2004).

L'objectif des mécanismes de compensation est de s'assurer que les projets n'impliquent pas de pertes nettes de biodiversité (« no net loss ») (Goffart, 2012) [annexe 12]. Il s'agit d'une optique de compensation, de « permis de détruire », et non de conservation (FERN, 2014a). Les promoteurs des projets doivent compenser l'impact de leur projet sur la biodiversité et les services écosystémiques « par la préservation, l'amélioration ou la restauration d'écosystèmes présentant une structure et des fonctions équivalents à celles de l'habitat dégradé » (Born, Dupont, & Poncelet, 2012, p.12). Mais depuis quelques années, plusieurs entreprises cherchent à atteindre un « net positive impact » (Ten Kate et al., 2004). Cet objectif, au lieu de compenser et restaurer le « statu quo ante », prône une création de biodiversité [annexe 12].

b. Contexte d'utilisation

Il s'agit d'une utilisation ex post, après que le projet ait été entrepris. Il existe trois contextes d'utilisation des mécanismes de compensation. Ils peuvent passer par la restauration directe par le promoteur du projet, à ses frais. Il s'agit généralement d'un accord contractuel, où le prix est négocié entre les différentes parties prenantes (Kill, 2014). De plus en plus, ces mécanismes peuvent également passer par la création d'un fonds de compensation, qui centraliserait et récolterait les sommes correspondant au coût des mesures de compensation et qui les mettrait lui-même en place (Born et al., 2012). Cette deuxième possibilité a l'avantage de faire payer les destructeurs, tout en laissant la tâche de la compensation à des professionnels motivés. Enfin,

³³ L'utilisation du principe en tant qu'outil d'argumentation sera analysée dans le chapitre suivant.

³⁴ Principalement, le Clean Water Act en 1972 et le Endangered Species Act en 1973 (Gadrey & Lalucq, 2015).

cela peut également passer par des banques de compensation et des marchés d'unités de biodiversité. Il s'agit donc de mettre en place un nouveau marché, à l'instar des marchés carbone. Dans ce cas, le prix n'est plus négocié mais sera bien souvent dépendant des niveaux d'échange (Kill, 2014). Mais quel que soit le contexte, ces mécanismes de compensation ne devraient être appliqués que dans les cas où les dommages ont été évités et réduits au maximum [annexe 12] (Born et al., 2012 ; Goffart, 2012 ; Greenpeace, 2013).

c. Acteurs et parties prenantes

Les principaux acteurs sont les entreprises, les gouvernements, les organisations de conservation de la biodiversité ou les communautés locales (Ten Kate et al., 2004). Les mécanismes de compensation sont aussi demandés par les consommateurs vis-à-vis des entreprises privées (TEEB, 2010b). Finalement, en fonction du type de mécanisme, il pourrait y avoir des fonds ou des banques de compensation comme intermédiaires.

d. Résultats

Dans la littérature, plusieurs inconvénients sont mis en avant. Tout d'abord, ces mécanismes pourraient entraîner une marchandisation croissante de la biodiversité et des services écosystémiques, avec une possibilité de spéculation sur la valeur future (Boeraeve et al., 2014 ; Kill, 2014). De plus, il n'y a aucune raison de penser que ces marchés fonctionneront mieux et apporteront plus de bénéfices que les marchés carbone actuels (Carisé, 2013 ; Kill, 2014). Le problème réside également dans la pérennisation de la compensation, car s'il est sûr que la destruction est définitive, il n'en est pas de même pour la compensation qui n'est en général garantie que pour quelques décennies (FERN, 2014b ; Gadrey & Lalucq, 2015). Wissel et Wätzold (2010) et Goffart (2012) ajoutent qu'il peut y avoir des contraintes géographiques, car le lieu où la biodiversité est détruite n'est pas forcément le même que le lieu de restauration. L'écart temporel entre la destruction et la compensation peut également être une source de problèmes (FERN, 2014b).

Cependant, peu d'études se sont intéressées aux effets et impacts de ces mécanismes de compensation (Born et al., 2012 ; FERN, 2014b). Malgré tout, certains chiffres existent. Au Canada, 63 % des projets de compensation n'ont pas réussi à créer une perte nette nulle (Quigley & Harper, 2006, cités dans FERN, 2014b). Aux Etats-Unis aussi, les mécanismes de compensation relatifs aux zones humides ont majoritairement échoué selon plusieurs rapports du FERN et du gouvernement américain (Kill, 2014). En dépit de ces conclusions, en Europe et principalement au Royaume-Uni, le gouvernement est très intéressé à mettre en place de tels

mécanismes (Kill, 2014). En France, la Caisse des Dépôts et Consignations Biodiversité a été créée en 2008. Cette Caisse acquiert des surfaces géographiques (en Camargue) et les gère de façon conservatoire et durable. Ensuite, la Caisse convertit ces surfaces en unités de biodiversité.

Mais s'agit-il vraiment d'une utilisation du principe d'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques ? Comme nous l'avons démontré pour les PSE, il semble que l'exercice d'évaluation économique ne soit pas nécessaire. En effet, dans le cas de la compensation, il suffirait de passer par l'évaluation écologique, et non monétaire, pour effectuer un « troc » (CAS, 2009). L'équivalence écologique, qui est la condition à un « no net loss », doit se penser en termes de composition, structures et fonctions de la biodiversité (Born et al., 2012). Et bien qu'il y ait une valeur économique dans le cas des banques de compensation, le prix ne sera que le reflet de l'offre et de la demande, et non d'une évaluation économique.

Section 3 : Conclusion

Qu'il s'agisse des PSE ou des mécanismes de compensation, aucun n'utilise vraiment le principe d'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques comme base de calcul (Bauler, communication personnelle). Alors que plusieurs auteurs évoquent les mécanismes de marché comme utilisation attendue du principe, il y a de fortes chances pour que le principe ne soit (presque) jamais utilisé dans ce contexte.

Toutefois, le principe pourrait être utilisé en tant qu'argument dans le cadre de la négociation des contrats de PSE. En revanche, concernant les mécanismes de compensation, il ne semble pas opportun d'utiliser ce principe et l'évaluation écologique et qualitative semble plus pertinente. De plus, les différents inconvénients mis en exergue par la littérature, les rares résultats prometteurs de la part de ces mécanismes et cette tendance à la marchandisation et à la privatisation nous font penser que l'utilisation du principe à travers les mécanismes de marché n'aurait pas permis de lutter effectivement contre l'érosion de la biodiversité. Greenpeace s'est d'ailleurs opposé à ce type de privatisation (2013).

CHAPITRE VI : LES OUTILS DE COMMUNICATION

Bien que la première utilisation attendue du principe lors de sa mise au point paraissait être l'aide à la décision publique, il semble qu'actuellement le principe soit majoritairement utilisé comme outil de communication. Nous avons répertorié quatre catégories d'outils de communication : l'outil d'argumentation, de justification, de sensibilisation ou encore un outil de créativité.

Section 1 : Un outil d'argumentation

a. Origine et objectifs

L'origine viendrait de l'évolution des modalités d'action. En effet, la démocratie et la légitimité sociale s'inscrivent de plus en plus au sein des organismes publics et privés. Par conséquent, cela induit une plus grande implication des acteurs, qui ont alors besoin de divers arguments pour faire entendre leur voix (Godard, 2004, cité dans Banos & Rulleau, 2014).

Cette catégorie d'utilisation a donc pour objectif de convaincre « du rôle du maintien de la biodiversité, d'encourager et de légitimer la mise en place d'incitations » (Natureparif, 2013, para.1) et de « faire valoir sa position » (Colon et al., 2009, p.22). Au-delà de cet objectif initial, le principe peut également avoir comme objectif plus spécifique le financement et l'obtention d'un budget ou d'une subvention, notamment pour les agences de l'environnement (Colon et al., 2009 ; Pascal, 2013). Ces valeurs pourront aussi être des arguments pour mettre les problèmes de biodiversité sur le devant de la scène et à l'agenda politique (Schaeffer, 2014).

b. Contexte d'utilisation

En tant qu'outil d'argumentation, le principe est utile pour apporter un nouvel argument ex ante, en amont de la décision (Colon et al., 2009 ; Dilet, 2014). Cet argument peut s'utiliser soit dans une logique de concertation (« action collective en vue d'un accord, d'un but commun » (Touzard, 2006, p.71)), soit dans une logique de négociation. Dans cette dernière logique, le conflit d'intérêts est réellement à la base de la négociation (Touzard, 2006).

c. Acteurs et parties prenantes

Ces arguments sont principalement utiles pour les associations et organisations internationales (Dilet, 2014). Néanmoins, les acteurs ne se limitent pas à ces organisations et il peut vraiment s'agir de n'importe quelle partie prenante au processus de négociation ou de concertation.

d. Résultats

Les exemples d'utilisation du principe comme outil d'argumentation sont nombreux (Colon et al., 2009). Ainsi, un responsable d'une réserve tanzanienne a effectué une évaluation contingente

des services culturels et touristiques de sa réserve, dans un but de financement. Pour ce faire, il a pris comme répondants de son évaluation contingente les touristes, et non les locaux, qui ont un plus grand pouvoir d'achat (Colon et al., 2009). De plus, dans le projet mis en place dans le cadre de la thèse de Feger, les évaluations économiques ont permis de « convaincre les élus de mettre en place des projets de conservation sur les territoires » (communication personnelle).

Néanmoins, ces exemples illustrent souvent des situations où ce type d'argumentation a permis de gagner le jeu de la négociation, mais il est indéniable que de nombreuses utilisations du principe en tant qu'argument peuvent également se solder par l'échec de la négociation ou de la concertation (Colon et al., 2009). En outre, comme nous l'avons vu dans l'exemple de la réserve, les méthodes d'évaluation choisies vont avoir un impact important sur la robustesse de l'argument. En fonction de la méthode choisie, nous pouvons faire dire ce que nous voulons aux valeurs et il existe un risque de manipulation. Finalement, alors que l'objectif du principe en lui-même est de lutter contre l'érosion de la biodiversité, nous pouvons raisonnablement mettre en doute le fait que l'utilisation du principe en tant qu'argument puisse contribuer à cet objectif. En effet, celui-ci semble plutôt être utilisé à des fins de financement ou d'intérêts personnels.

Section 2 : Un outil de justification

a. Origine et objectifs

L'origine de l'utilisation en tant qu'outil de justification provient principalement de tous les inconvénients et dérives liés à l'utilisation du principe en tant qu'outil d'aide à la décision publique.

En tant qu'outil de justification, l'objectif va principalement être de faire accepter des décisions, des projets et des politiques. Plus précisément, le principe pourrait servir à justifier un seul projet ou une décision particulière dans le cadre de l'ACB (Banos & Rulleau, 2014). Comme nous l'avons mentionné, au lieu de permettre la hiérarchisation de diverses alternatives, une dérive de l'ACB est d'instrumentaliser les valeurs utilisées pour justifier une décision déjà prise (Banos & Rulleau, 2014). Ensuite, le principe peut également être utilisé en tant que justification d'une politique ou d'un projet déjà mis en place, notamment pour justifier et légitimer les dépenses déjà effectuées (Banos & Rulleau, 2014).

b. Contexte d'utilisation

Etant donné les deux objectifs principaux que nous avons mentionnés ci-dessus, il peut s'agir d'un contexte ex ante (dérive de l'ACB) ou ex post. Quoi qu'il en soit, les utilisateurs de ces valeurs en tant qu'outil de justification sont en véritable quête de légitimité (Colon et al., 2009).

c. Acteurs et parties prenantes

Il peut très bien s'agir d'acteurs publics qui souhaiteraient justifier leurs choix et renforcer leur soutien politique auprès des contribuables (Colon et al., 2009). Nous pouvons également être dans le cas d'entreprises qui veulent justifier des choix d'implantations ou de stratégies.

d. Résultats

De nombreux exemples d'utilisation du principe en tant que justification existent également (Colon et al., 2009). Laurans et al. (2013b) illustrent ce type d'utilisation par l'évaluation économique des services écosystémiques des récifs de corail du Vanuatu par les banques de développement. Ces valeurs furent ensuite utilisées pour justifier les influences et conséquences positives des stratégies de préservation, notamment pour les communautés locales. Nous pouvons également citer l'exemple de l'Agence de l'Eau Seine Normandie. En 1995, sans étude préalable, elle a augmenté les redevances et a investi dans la conservation des zones humides. Elle a effectué une évaluation économique par la suite pour justifier cet investissement (Banos & Rulleau, 2014 ; Colon et al., 2009). Finalement, le principe a aussi été utilisé pour estimer les bénéfices socio-économiques des zones Natura 2000, sur base de l'évaluation économique des services écosystémiques (Ten Brink, Monkhouse, & Richartz, 2002). Il faut toutefois veiller à ce que cette utilisation ne se retourne pas contre ceux qui ont initié le projet, en mettant en avant l'absence de légitimité du projet ou le manque de robustesse des méthodes (Banos & Rulleau, 2014). L'acteur pourrait très facilement perdre son crédit et c'est de là que vient la réticence de certaines ONG à l'égard de cette utilisation du principe (Colon et al., 2009).

Il est à noter qu'étant utilisé en tant que justification, le principe n'a pas d'impact sur la décision initiale et a une influence limitée sur l'érosion de la biodiversité.

Section 3 : Un outil de sensibilisation

a. Origine et objectifs

L'origine principale vient du fait que la population se distancie de la nature et ne prend pas conscience des impacts qu'elle a sur la biodiversité (Lieken et al., 2013b).

Il s'agit en fin de compte de « rendre visible l'invisible » (Gadrey & Lalucq, 2015, p.37), de faire conscientiser la population, dans son sens le plus large et général, et d'ouvrir le débat (Lieken et al., 2013b). Mais au-delà de la conscientisation, il y a aussi une volonté de fournir des valeurs expressément choquantes pour faire réagir (Colon et al., 2009). Pour résumer, l'objectif est d'utiliser un moyen de communication universel (l'économie) et de vulgariser les problèmes écosystémiques (Carisé, 2013 ; Colon et al., 2009 ; Dilet, 2014).

b. Contexte d'utilisation

Il s'agit d'une utilisation qui est plutôt in itinere. En effet, ce type d'utilisation ne se rattache pas à une décision ou un projet, mais tente de sensibiliser la population de manière continue. De plus, dans ce type d'utilisation, on évalue plus souvent la valeur totale et pas la variation de valeur comme dans le cas de l'aide à la décision publique (Boeraeve et al., 2014).

c. Acteurs et parties prenantes

Pour les acteurs de l'environnement, il s'agit sûrement d'une des utilisations les plus attendues (Colon et al., 2009). Les valeurs sont plus souvent estimées de manière globale et internationale, dans le but de faire connaître et réagir la population et les Etats (Banos & Rulleau, 2014). Les entreprises les utilisent également pour informer les différentes parties prenantes (Hadley et al., 2011). A côté de ces acteurs, les médias jouent un très grand rôle dans la sensibilisation. Comme nous l'avons déjà mentionné au début de ce mémoire, l'érosion de la biodiversité semble s'effacer dans nos consciences au profit d'autres problèmes environnementaux qui nous semblent plus importants, car cette problématique est moins médiatisée que le changement climatique par exemple (Delvaux, 2011 ; Tutenuit & Stehlin, 2009).

d. Résultats

Il s'agit de l'utilisation classique, celle qui en est le plus souvent faite à l'heure actuelle (Banos & Rulleau, 2014). Les exemples de ce type d'utilisation regroupent toutes les études scientifiques et les campagnes des ONG de ces dernières années portant sur l'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques (TEEB, 2010b). Avec leurs conclusions alarmantes, elles auraient un impact sur les consciences des décideurs et de la population en général (Milanesi, 2010). L'exemple le plus flagrant en termes de sensibilisation est l'étude de Costanza et al. (1997) que nous avons déjà mentionnée. Il est toutefois difficile d'évaluer l'impact des informations-chocs fournies par ces études (Banos & Rulleau, 2014). Il semble cependant que la conscience de la population à propos de l'érosion de la biodiversité se soit accrue. Les consommateurs étaient plus inquiets à propos de la biodiversité en 2010 qu'en 2005 (TEEB, 2010b). Néanmoins, alors que l'article de Costanza avait réussi son pari en offrant des valeurs volontairement choquantes et en ouvrant le débat au sein des académiques et d'autres sphères encore, il semble que cette expérience ait du mal à se reproduire à travers d'autres articles (Bauler, communication personnelle).

Ce principe permet de faire passer certains messages, d'une manière relativement efficace. Néanmoins, il ne faut pas trop creuser la question, au risque de mettre en pièces l'information

(Gadrey & Lalucq, 2015). En effet, l'utilisation en tant qu'outil de sensibilisation apporte également son lot de limites (biais lors de la collection des données et faible robustesse des méthodes) (Hadley et al., 2011). Il est d'ailleurs important de mettre en avant ces limites lors de la présentation des résultats (Hadley et al., 2011).

Finalement, comme nous l'avons mentionné, les médias ont un très grand rôle à jouer dans la sensibilisation de la population aux problématiques de la biodiversité et des services écosystémiques. A l'heure actuelle, le fait que les médias couvrent majoritairement les problèmes de changement climatique plutôt que l'érosion de la biodiversité, joue un rôle considérable dans la conscientisation de la population. De plus, quand les médias tentent d'aborder l'érosion de la biodiversité et plus particulièrement à travers les services écosystémiques, les méthodes ne sont peut-être pas les plus adaptées. Ainsi, fin 2015, la BBC a mis en ligne un jeu intitulé « Can you cost the Earth ? », avec comme commentaire « What is worth more : dung beetles or diamonds ? » [annexe 13] (BBC, 2015). Le jeu permet alors de choisir ce qui a le plus de valeur économique, entre des coccinelles et Cristiano Ronaldo, une colonie d'abeilles aux Etats-Unis et une dinde sauvage, les arbres et Beyoncé ou encore les restaurants américains et les oiseaux à Seattle, pour ne citer que quelques exemples (BBC, 2015). Il s'agit d'une sensibilisation, mais qui donne une idée totalement fautive de la biodiversité, qui pourrait tendre à une certaine marchandisation.

Section 4 : Un outil de créativité

Selon la typologie des utilisations attendues de Colon et al. (2009), une dernière façon d'utiliser le principe d'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques serait en tant qu'outil de créativité. En effet, selon eux, l'objectif du principe n'est pas de fournir des valeurs estimées. Au contraire, l'objectif serait plutôt la mise en place du processus de modélisation et du processus d'élaboration du système (Colon et al., 2009). « C'est tout le travail d'inventaire et de caractérisation qui est précieux » (Mermet, communication personnelle). Alors que les valeurs estimées devraient toujours être considérées comme relatives, le processus d'élaboration en lui-même fournit un cadre de discussion apte à faire émerger de nouvelles solutions (Colon et al., 2009). Nous notons que cette utilisation est ex ante, avant une décision spécifique. Néanmoins, au lieu d'arbitrer entre différentes alternatives par exemple, les valeurs sont utilisées comme base de discussion (Mermet et al., 2014).

A la différence de l'utilisation en tant qu'outil d'argumentation, et plus particulièrement sous sa forme d'outil de concertation, l'objectif est ici de trouver une autre solution, un autre projet que celui initialement proposé. L'objectif n'est plus cet objectif d'optimisation économique qui ne

semble pas utile, car les décisions ne sont pas vraiment prises sur base d'un calcul économique, mais l'objectif est plutôt le travail d'inventaire de données factuelles (Mermet, communication personnelle).

En tant qu'outil de créativité, l'évaluation économique doit intégrer les évaluateurs eux-mêmes, les différents décideurs et toute la panoplie d'acteurs précédemment cités. En effet, c'est grâce à différents allers-retours entre tous ces acteurs que le processus d'évaluation économique peut faire naître de nouvelles idées et solutions (Colon et al., 2009). Cela sous-entend également que le décideur doit être ouvert à la discussion avec tous les autres acteurs et qu'il est nécessaire que tout acteur puisse entrer et faire part de ses idées ou desideratas (Colon et al., 2009).

Section 5 : Conclusion

Le premier point à retenir concernant l'utilisation du principe en tant qu'outil de communication est le fait qu'il s'agit de l'utilisation la plus fréquemment appliquée à l'heure actuelle.

Néanmoins, que ce soit en tant qu'outil d'argumentation, de justification ou de sensibilisation, la faible robustesse des méthodes d'évaluation pourrait poser problème et faciliter diverses manipulations. En tant qu'outil de sensibilisation, les médias ont également un grand rôle à jouer, mais ils ne semblent pas agir dans la bonne direction, comme en témoigne le nouveau jeu de la BBC. De plus, la sensibilisation a trouvé son point d'orgue avec l'article de Costanza et al. (1997), et il semble qu'il soit difficile de provoquer le même engouement qu'à l'époque.

Ensuite, alors que l'utilisation en tant qu'outil de sensibilisation pourrait véritablement lutter contre l'érosion de la biodiversité, nous émettons certains doutes quant à cette capacité de la part des utilisations en tant qu'outils d'argumentation ou de justification. En effet, ceux-ci sont appliqués respectivement sur base d'intérêts personnels ou après que le projet et la décision aient eu lieu (et n'ayant donc pas d'impact sur ceux-ci).

Finalement, l'outil de créativité n'est pas vraiment présent dans la littérature et semble être une utilisation attendue tout à fait marginale.

CHAPITRE VII : LES UTILISATIONS JURIDIQUES

Le droit de l'environnement n'est pas un droit codifié. Au contraire, il n'a pas de frontières délimitées (de Sadeleer, 2015). Les diverses normes environnementales recourent à des instruments juridiques tout droit venus du droit pénal, civil et administratif (de Sadeleer, 2015).

Section 1 : La responsabilité pénale

Les textes répressifs ont souvent utilisé des traductions monétaires comme des sanctions (CAS, 2009). Dès lors, les valeurs estimées à travers le principe d'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques pourraient théoriquement être utilisées comme base de calcul pour ces sanctions. Néanmoins, nous notons que les sanctions pénales portent sur des espèces et habitats bien spécifiques et définis dans le code. Cela traduit une représentation mentale que le législateur se fait de la biodiversité, qui se réfère plutôt à la biodiversité remarquable qu'à la biodiversité ordinaire (CAS, 2009). De plus, les sanctions définies par le législateur sont plutôt liées au caractère de l'infraction (délit ou contravention) et non à la gravité écologique du dommage. Aussi, l'objectif n'est pas de conserver la biodiversité, mais bien « de réprimer le trouble social induit par l'infraction » (CAS, 2009, p.78). Par conséquent, nous remarquons que ces textes ont souvent traduit en termes monétaires la réaction sociale à la destruction de la biodiversité et non pas la valeur de la destruction en elle-même (CAS, 2009). Le principe n'a donc jamais été utilisé dans ce contexte et ne le sera sans doute pas à l'avenir.

Section 2 : La responsabilité civile

Cette notion est relativement inexistante en droit européen, mais est fort présente au sein du droit national (de Sadeleer, 2015). Ainsi, nous avons fait le choix d'étudier la jurisprudence française, en raison du nombre important de ressources littéraires à ce propos.

a. Origine et objectifs

Les marées noires causées par des pétroliers (Exxon Valdez en 1989) ou des plateformes pétrolières (Deepwater Horizon en 2010) ont bien mis en évidence le besoin d'évaluer économiquement les variations de la biodiversité, notamment à travers les services écosystémiques (Richardson et al., 2015). L'objectif est d'évaluer les coûts du dommage lors de contentieux juridiques. En outre, il semble que le risque de devoir réparer (financièrement ou non) crée également une volonté de préservation et de conservation de la biodiversité et des services écosystémiques (Conseil économique pour le développement durable, 2013).

b. Contexte d'utilisation

Les valeurs estimées peuvent être utilisées lors de procès environnementaux relatifs à des pollutions accidentelles ou des catastrophes environnementales (Conseil économique pour le développement durable, 2013). Il s'agit d'une responsabilité ex post, à la suite des dommages environnementaux, dont le but est de calibrer les coûts du dommage lors des procès (Conseil économique pour le développement durable, 2013 ; de Sadeleer, 2015). A la différence des mécanismes de compensation détaillés ci-dessus, qui sont des mécanismes de prévention, nous traitons ici de mécanismes de réparation, qui sont de nature réactive et intervenant après l'apparition d'un dommage non prévu (Born et al., 2012).

c. L'exemple français

La responsabilité civile en matière d'environnement a évolué au fil des années en France et nous offrons un bref aperçu des différentes étapes, non linéaires, qui ont mené au droit actuel (CAS, 2009). La première étape consistait à convertir économiquement le dommage environnemental en un **préjudice économique** de nature anthropocentrique (Abadie, 2013 ; CAS, 2009 ; Didier, 2013). La valeur des dommages environnementaux était alors estimée selon la valeur de x tonnes de poissons qui auraient pu être pêchés dans la zone touchée ou selon l'atteinte réputationnelle aux lieux touristiques du littoral (CAS, 2009). Ensuite, dès 1982, une nouvelle étape dans la jurisprudence voit le jour avec l'émergence de la notion de **préjudice moral**, censée traduire le dommage environnemental (Abadie, 2013 ; CAS, 2009). Ce préjudice moral est principalement invoqué par un demandeur lorsque le dommage environnemental porte un préjudice direct « aux éléments de la biodiversité qu'il a pour objet statutaire de protéger » (CAS, 2009 p.74). Plus récemment, la notion de **dommage écologique pur ou autonome** est apparue comme étant plus satisfaisante et a été consacrée lors du procès du naufrage de l'Erika (CAS, 2009). Dans ce contexte, les tribunaux accordent une réparation indépendante du préjudice moral ou économique au demandeur (CAS, 2009). Et pour réparer ce dommage écologique pur, il faudra pouvoir l'évaluer (Didier, 2013). Pour ce faire, la méthode contingente n'a jamais été utilisée en Europe, au contraire des Etats-Unis (CAS, 2009). En Europe, les méthodes d'évaluation utilisées sont principalement l'évaluation forfaitaire du dommage (selon des barèmes jurisprudentiels), les coûts de restauration in situ ou encore l'évaluation « par référence à une dépense en pure perte pour gérer les biens naturels qui ont été détruits et dont le demandeur avait la charge » (CAS, 2009, p.78 ; Tutenuit & Stehlin, 2009).

d. Acteurs et parties prenantes

En matière de responsabilité civile portant sur des questions environnementales, ce sont souvent des associations environnementales qui se portent partie civile (Thunis, 2016). Le citoyen ordinaire n'a aucun intérêt à demander la réparation d'un tel dommage (Thunis, 2016). Quoiqu'il en soit, ce type de responsabilité requiert « une victime » (Croufer, 2009) et le problème est donc de savoir qui va déclencher l'action (de Sadeleer, communication personnelle).

e. Résultats

Nous avons mis en avant les méthodes de calcul utilisées pour le préjudice écologique pur. Il ne s'agit alors pas à proprement parler d'une évaluation économique des services écosystémiques. Néanmoins, les tribunaux français étant toujours à l'affût du calcul du préjudice le plus « juste », le principe pourrait peut-être être utilisé à l'avenir.

Section 3 : La responsabilité environnementale

Cette responsabilité hybride se trouve à la limite du droit civil et administratif (Coppens, 2012 ; de Sadeleer, 2005). Issue d'un long processus depuis 1993, la directive 2004/35/CE sur la responsabilité environnementale en ce qui concerne la prévention et la réparation des dommages environnementaux³⁵ semble avoir marqué un tournant dans l'approche juridique (Tutenuit & Stehlin, 2009). L'obligation de réparer certains dommages environnementaux purs³⁶ est désormais inscrite dans la loi (CAS, 2009). Fondée sur le principe du pollueur-payeur, cette directive concerne uniquement les dommages environnementaux causés aux espèces et habitats protégés (biodiversité remarquable), aux sols et aux eaux, ainsi qu'aux « services liés à des ressources naturelles » (Directive 2004/35/CE, 2004). Et c'est un véritable changement de paradigme qui s'annonce, du principe d'évaluation économique à une « simple » compensation écologique (Abadie, 2013). En effet, elle semble rejeter le principe de réparation par équivalent monétaire et prône la compensation (Abadie, 2013). La directive privilégie tout d'abord la réparation en état (réparation primaire). Si celle-ci n'est pas possible, il faudra recourir à la compensation en équivalent nature (réparation complémentaire) sur un site préférentiellement lié au site endommagé (Croufer, 2009). Et finalement, pour compenser les pertes intermédiaires entre la date du dommage et de la réparation, la directive prévoit une réparation compensatoire (Directive 2004/35/CE, 2004), qui ne peut pas être monétaire au public (Croufer, 2009).

³⁵ Nous ne nous intéressons ici qu'à la partie relative à la réparation étant donné que la partie relative à la prévention se rapporte aux mécanismes de compensation des projets, tels qu'ils ont déjà été traités précédemment.

³⁶ C'est-à-dire « les dommages causés directement au milieu pris en tant que tel indépendamment de ses répercussions sur les personnes » (Prieur, 2004, cité dans Coppens, 2012, p.4).

Section 4 : Orientation des textes juridiques

Alors que les trois premières sections concernent le contentieux de la réparation, pourrions-nous imaginer l'utilisation du principe dans un contexte *ex ante*, avec l'objectif de diriger l'action des législateurs vers les objets dont la valeur économique justifierait de légiférer sur eux ? Pour l'instant, « ce qui doit être protégé est protégé indépendamment de sa valeur économique » (de Sadeleer, communication personnelle). De Sadeleer (communication personnelle) est aussi assez sceptique vis-à-vis de ce type d'utilisation du principe. « Au-delà de l'obligation de réunir toutes les pièces scientifiques et d'avoir un dossier bien formulé, si en plus de cela l'administration doit apporter la preuve économique de la réglementation, cela va devenir très compliqué » (de Sadeleer, communication personnelle). Il note aussi qu'à partir de ce moment-là, n'importe quel champ « ordinaire » devrait peut-être être protégé en raison de la multitude de services écosystémiques liés à ce champ. Cela traduit de nouveau une certaine représentation mentale que les juristes se font de la biodiversité, qui se réfère plutôt à la biodiversité remarquable.

Section 5 : Conclusion

Les utilisations juridiques du principe semblent donc limitées. Tout d'abord, la responsabilité pénale est la traduction monétaire de la réaction sociale à la destruction de la biodiversité, et elle ne prend pas en compte la valeur de la destruction elle-même. Dès lors, le principe ne semble pas pouvoir être appliqué dans la création et la révision de textes répressifs.

Ensuite, le principe d'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques pourrait être appliqué dans le cadre de la responsabilité civile et notamment dans l'exemple jurisprudentiel français. En effet, le principe pourrait être appliqué pour évaluer le préjudice écologique pur, mais actuellement les techniques sont principalement basées sur des forfaits.

Avec la directive 2004/35/CE sur la responsabilité environnementale, c'est un véritable tournant juridique qui a eu lieu, prônant des réparations « en nature » et laissant totalement de côté les réparations pécuniaires. Ces réparations « en nature » se basent alors sur des mécanismes de compensation. L'équivalence écologique a déjà été discutée précédemment et nous avons alors conclu qu'une évaluation économique n'était pas nécessaire. Ainsi, le principe ne semble pas pouvoir s'appliquer dans le contexte de cette responsabilité environnementale.

Pour terminer, c'est naturellement par des actions préventives que la lutte contre l'érosion de la biodiversité serait la plus efficace. Néanmoins, l'utilisation *ex ante* du principe n'est pas appliquée à l'heure actuelle et ne semble pas prometteuse selon de Sadeleer.

CONCLUSIONS SUR LA PARTIE ANALYTIQUE

Le principe d'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques ne peut se limiter qu'à un simple exercice intellectuel. Si nous voulons atteindre l'objectif de lutte contre l'érosion de la biodiversité, le principe doit être utilisé dans la réalité. Nous avons d'abord proposé une typologie des utilisations attendues, en agrégeant les différentes informations apportées par les deux typologies analysées et par la synthèse des évocations rencontrées dans la littérature. Nous avons retenu cinq utilisations attendues principales : l'aide à la décision (publique ou privée), l'intégration dans des systèmes comptables, le calibrage des mécanismes de marché, l'outil de communication et diverses utilisations juridiques. Ensuite, nous avons entrepris de fournir un état des lieux de chaque utilisation attendue selon l'origine, les objectifs, le contexte d'utilisation, les acteurs et les résultats. Grâce à cet état des lieux, nous avons pu identifier les utilisations attendues mises en exergue dans notre typologie qui permettent réellement et concrètement d'appliquer le principe.

Ainsi, alors qu'un consensus autour de la principale utilisation attendue du principe en tant qu'aide à la décision publique semblait émerger de nos différentes lectures, force est de constater que ce type d'utilisation est en réalité fortement limité. C'est un renoncement pour certains, mais il faut admettre que l'utilisation du principe ne pourra pas passer par l'aide à la décision publique et les ACB (Rankovic et al., 2011). En effet, l'hypothèse sous-jacente à ce type d'utilisation (selon laquelle les décisions publiques seraient basées sur un calcul économique et des ACB objectives et neutres) ne semble pas tenir la route. Cette constatation anéantit les majeurs espoirs de ce type d'utilisation. Dès lors, nous pouvons raisonnablement affirmer qu'il y a peu de chances que ces valeurs soient un jour utilisées de façon systématique et efficace dans le cadre de l'aide à la décision publique. De plus, certains chercheurs prônent désormais une analyse multicritère, qui ne nécessiterait même plus d'évaluer économiquement la biodiversité.

Ensuite, l'utilisation du principe en tant qu'aide à la décision privée ne semble pas vraiment avoir décollé. Malgré plusieurs outils concrets permettant d'évaluer économiquement les services écosystémiques dans le contexte des entreprises (principalement, le CEV), les entreprises sont plutôt tentées par des évaluations qualitatives, voire quantitatives, mais en tout cas pas monétaires. Elles recherchent avant tout à évaluer leurs relations d'interdépendance « théorique » grâce à l'IIEB ou l'ESR. Certaines ne passent même pas par ces outils et installent des toits verts ou des ruches dans un but essentiellement commercial. Nous remarquons donc qu'il y a peu de chances que le principe d'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques soit un jour appliqué dans le contexte de l'aide à la décision privée.

En ce qui concerne l'utilisation du principe dans les systèmes comptables, nous avons distingué les comptabilités d'entreprise et les comptabilités nationales. Dans le contexte des comptabilités d'entreprise, l'utilisation du principe en comptabilité financière est limitée à cause des particularités des externalités environnementales qui ne cadrent pas avec les exigences des principes comptables ; l'utilisation en RI (et plus particulièrement, à travers le GRI qui ne se focalise que sur la biodiversité remarquable grâce à des critères non monétaires) n'est pas appliquée actuellement, mais nous n'excluons pas certaines évolutions dans le futur ; et l'utilisation du principe dans la comptabilité de gestion est actuellement limitée à la biodiversité remarquable. A l'avenir, le principe pourrait alors être utilisé dans le RI et la comptabilité de gestion. Néanmoins, même si des développements sont en cours, les problèmes méthodologiques poussent les entreprises à utiliser des valeurs non monétaires et le principe ne sera pas utilisé tant que ces faiblesses techniques persistent. En ce qui concerne les comptabilités nationales, le SCEE-CEE est la première étape vers l'intégration des services écosystémiques en comptabilité nationale, bien que certaines questions conceptuelles et techniques doivent encore être réglées et que les évaluations actuelles soient plutôt non monétaires.

Nous avons également abordé les outils de marché, tels que les PSE et les mécanismes de compensation. Cependant, nous sommes arrivés à la conclusion que l'utilisation du principe à travers de tels outils est fortement limitée, car aucun d'eux n'utilise vraiment le principe d'évaluation économique comme base de calcul. Les calculs sont plutôt basés sur des négociations, sur l'équivalence écologique ou sur la loi de l'offre et de la demande. De plus, les différents inconvénients mis en exergue dans la littérature, les rares résultats prometteurs de la part de ces mécanismes et cette tendance à la marchandisation et à la privatisation, nous font penser que l'utilisation du principe à travers les mécanismes de marché n'aurait pas permis de lutter efficacement contre l'érosion de la biodiversité. Ainsi, alors que plusieurs auteurs évoquent ces mécanismes de marché comme utilisation attendue du principe, il y a de fortes chances qu'il ne soit (presque) jamais utilisé dans ce contexte. Le principe pourrait toutefois être utilisé en tant qu'argument dans le cadre de la négociation des contrats de PSE.

Le premier point à retenir concernant l'utilisation du principe en tant qu'outil de communication est le fait qu'il s'agit de l'utilisation la plus fréquemment appliquée à l'heure actuelle, alors même que la première utilisation attendue semblait être l'aide à la décision publique. Grâce à ce langage commun qu'est la monnaie, l'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques peut être utilisée pour communiquer. Néanmoins, que ce soit en tant qu'outil d'argumentation, de justification ou de sensibilisation, la faible robustesse des méthodes

d'évaluation pourrait poser problème et faciliter diverses manipulations. En tant qu'outil de sensibilisation, les médias ont également un grand rôle à jouer, mais ils ne semblent pas agir dans la bonne direction comme en témoigne le nouveau jeu de la BBC. En outre, le principe ne doit pas oublier son premier objectif qui est la conservation de la biodiversité et la lutte contre son érosion (Carisé, 2013). Alors que l'argumentation et la justification jouent principalement en faveur d'intérêts personnels et que la sensibilisation est détournée par les médias, nous pouvons raisonnablement nous demander si le principe d'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques pourra véritablement lutter contre l'érosion de la biodiversité à travers ce type d'utilisation. Quant à l'outil de créativité, il n'est pas vraiment présent dans la littérature et semble constituer une utilisation attendue tout à fait marginale.

Concernant la dernière catégorie d'utilisations attendues, les utilisations juridiques du principe sont également limitées. La responsabilité pénale est la traduction monétaire de la réaction sociale à la destruction de la biodiversité, et non la valeur de la destruction en elle-même. L'utilisation dans le principe de responsabilité civile pourrait être appliquée pour évaluer le préjudice écologique pur français, par exemple, mais les techniques d'évaluation sont principalement basées sur des forfaits. Avec la directive 2004/35/CE, il y a eu un véritable tournant juridique. Cette directive prône en effet une compensation « en nature » et non pas monétaire. Le principe a donc peu de chances d'être utilisé dans ce contexte. Finalement, ce principe ne fait actuellement pas l'objet d'une utilisation ex ante dans l'orientation des textes juridiques et des objets à protéger, et il semble très difficile que ce soit un jour le cas.

Pour terminer, alors qu'un large spectre d'utilisations attendues avait été défini dans notre typologie, notre état des lieux structuré de chaque utilisation attendue a montré qu'une maigre partie de ces utilisations allait pouvoir appliquer le principe concrètement. Selon notre état des lieux, l'utilisation du principe ne pourra passer, à l'avenir, qu'à travers les systèmes comptables (et particulièrement en RI, en comptabilité de gestion et en comptabilité nationale si les techniques et méthodes d'évaluation économique s'améliorent) et à travers les outils de communication (et particulièrement en tant qu'outil d'argumentation, de justification et de sensibilisation, malgré des risques de détournement et de manipulation). Finalement, la responsabilité civile environnementale, à travers le préjudice écologique pur, aurait également pu appliquer le principe, mais l'apparition de la directive 2004/35/CE a marqué un tournant juridique vers une compensation « en nature » plutôt que monétaire.

CONCLUSIONS FINALES

Différents débats ont déjà émergé autour du principe d'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques. Cependant, le débat relatif aux utilisations attendues du principe semble faire l'objet d'un véritable « point aveugle » dans la littérature selon Laurans et al. (2013a). Or, il s'agit d'une question de première importance, car le principe d'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques ne peut se limiter qu'à un simple exercice intellectuel si nous voulons atteindre l'objectif de lutte contre l'érosion de la biodiversité.

Pour répondre à notre première sous-question de recherche, nous avons proposé une typologie des utilisations attendues, en agrégeant les différentes informations apportées par les deux typologies analysées ainsi que par la synthèse des évocations rencontrées dans la littérature. Nous avons retenu cinq utilisations attendues principales : l'aide à la décision (publique ou privée), l'intégration dans des systèmes comptables, le calibrage des mécanismes de marché, l'outil de communication et diverses utilisations juridiques. Ensuite, pour répondre à notre deuxième sous-question de recherche, nous avons entrepris de fournir un état des lieux de chaque utilisation attendue selon les critères d'origine, des objectifs, du contexte d'utilisation, des acteurs et des résultats. Grâce à cet état des lieux, nous avons pu identifier les utilisations attendues mises en exergue dans notre typologie qui permettent réellement et concrètement d'appliquer le principe.

Et alors que la principale utilisation attendue du principe était l'aide à la décision publique, le manque d'objectivité et de neutralité des ACB limite très fortement ce type d'utilisation. En outre, selon notre état des lieux, seule une infime partie du large spectre d'utilisations attendues reprises dans notre typologie va pouvoir appliquer le principe concrètement. Seules les utilisations du principe dans les systèmes comptables (et particulièrement en RI, en comptabilité de gestion et en comptabilité nationale si les méthodes d'évaluation économique s'améliorent) et les utilisations comme outil de communication (et particulièrement en tant qu'outil d'argumentation, de justification et de sensibilisation, malgré des risques de détournement et de manipulation) sont imaginables et probables à l'avenir. La responsabilité civile environnementale, à travers le préjudice écologique pur, aurait également pu appliquer le principe, mais l'apparition de la directive 2004/35/CE a marqué un tournant juridique vers une compensation « en nature » plutôt que monétaire. Au vu de ces applications et utilisations limitées, malgré le large spectre d'utilisations attendues, nous émettons certaines réserves quant

à la viabilité et l'efficacité du principe comme solution face à l'érosion de la biodiversité. Il est fort probable que l'évaluation économique ne se limite qu'à un pur exercice intellectuel.

L'apport du mémoire est multiple. Tout d'abord, comme nous l'avons mentionné, la question des utilisations attendues du principe est une question sensible qui définira l'avenir du principe en lui-même. Grâce à notre proposition de typologie et à notre état des lieux des utilisations attendues, nous avons pu conclure sur la viabilité et l'efficacité du principe comme solution face à l'érosion de la biodiversité. Ensuite, nous avons contribué à combler la zone d'ombre littéraire mise en évidence par Laurans et al. (2013a) concernant l'analyse des différentes utilisations attendues. Grâce aux différents exemples utilisés, nous avons également documenté la « vie sociale » du principe et mis en évidence certains retours du terrain. Enfin, nous avons rencontré plusieurs difficultés en ce qui concerne la définition des concepts clés, qui sont parfois utilisés par abus de langage dans certains articles et qui ont justifié plusieurs pages à ce sujet. L'apport ultime de ce mémoire réside donc dans une harmonisation des différents termes utilisés, ainsi que dans une explication succincte mais précise du principe d'évaluation économique de la biodiversité et de services écosystémiques.

Certaines limites méthodologiques sont cependant à prendre en compte. En effet, l'élaboration de ce travail est basée sur des analyses de documents et des entretiens avec des experts. Alors qu'il existait peu de documents scientifiques relatifs aux utilisations attendues du principe, en raison du vide littéraire scientifique à ce propos, nous nous sommes principalement basés sur de la littérature grise. En ce qui concerne les entretiens semi-dirigés qui ont été effectués, chaque personne interviewée a été choisie en considération de sa fonction et de son expertise, mais nous regrettons l'absence d'interlocuteurs d'entreprises privées qui n'ont pas répondu à nos demandes. Nous notons également certains biais, tels que l'effet d'annonce, la possibilité de prendre des opinions et sentiments pour des faits, la sélection de l'information ou encore la désirabilité sociale.

Pour terminer, l'objectif était de fournir un véritable état des lieux structuré des utilisations attendues, basé principalement sur le critère de l'origine, des objectifs, du contexte d'utilisation, des acteurs et des résultats. Néanmoins, il était impossible de traiter en détail chaque utilisation, par manque de temps et d'espace. Notre objectif était principalement de se forger une opinion sur les différentes utilisations attendues du principe et nous avons alors adopté une approche globale des différentes utilisations, bien que celles-ci puissent être plus ou moins développées dans certaines régions du globe. De prochaines études et recherches pourraient donc porter plus précisément sur l'une ou l'autre utilisation attendue, en prenant en compte ces différences

géographiques. Les conclusions pourraient être légèrement différentes des nôtres. De plus, des études pourraient porter sur l'étude plus approfondie des utilisations qui nous semblent pouvoir appliquer concrètement le principe d'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques (les systèmes comptables et les outils de communication). Il serait intéressant de voir si ces études plus poussées (études de cas, mises en place concrètes, projets,...) confirment ou non nos conclusions.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abadie, P. (2013). *Entreprise responsable et environnement : recherche d'une systématisation en droit français et américain*. Bruxelles: Bruylant.
- ACIPA. (2015). *Fiche n°09 - L'analyse coûts-bénéfices / La rentabilité*. En ligne <https://www.acipa-ndl.fr/pourquoi-dire-non/fiches-thematiques/item/310-fiche-n-09-l-analyse-couts-benefices>
- Agence Européenne pour l'Environnement. (2015). *L'environnement en Europe : état et perspectives 2015 – Synthèse*. Copenhague: AEE. doi: 10.2800/4738
- Antheaume, N. (2013). Le contrôle de gestion environnemental. État des lieux, état de l'art. *Comptabilité - Contrôle – Audit*, 3(19), 9-34. doi: 10.3917/cca.193.0009
- Atkinson, G., Dietz, S., Neumayer, E., & Agarwala, M. (Eds.). (2014). *Handbook of sustainable development (Second edition)*. Cheltenham, UK: Edward Elgar Publishing.
- Balmford, A., Bruner, A., Cooper, P., Costanza, R., Farber, S., Green, R. E., Jenkins, M., Jefferiss, P., Jessamy, V., Madden, J., Munro, K., Myers, N., Naeem, S., Paavola, J., Rayment, M., Rosendo, S., Roughgarden, J., Trumper, K., & Turner, R. K. (2002). Economic reasons for conserving wild nature. *Science*, 297, 950-953. doi: 10.1126/science.1073947
- Banos, V., & Rulleau, B. (2014). Regards croisés sur l'évaluation économique du patrimoine naturel : de la ressource d'autorité à la petite fabrique des valeurs ?. *Annales de géographie*, 5(699), 1193-1214. doi: 10.3917/ag.699.1193
- Barbault, R. (2011). La biodiversité : une façon écologique de comprendre notre monde. *Ecorev' Revue critique d'écologie politique*, 38. En ligne <http://ecorev.org/spip.php?article1001>
- Barra, M., Hutinet, L., & Lecuir, G. (2014). *Economie et biodiversité : produire et consommer dans les limites de la biosphère*. Paris: Victoires Editions.
- BBC. (2015). *Can you cost the earth ?*. En ligne sur le site de la BBC, <http://www.bbc.com/earth/story/20151008-costing-the-earth>
- Berger, V. (2013). L'évaluation économique des services écosystémiques comme aide à la décision pour les entreprises. *La revue du CGDD (Commissariat général du développement durable)*, 98, 21-22. En ligne http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/E_D98_actes_seminaire_monetarisations_2012-2.pdf

- Boeraeve, F., Dendoncker, N., Jacobs, S., Gomez-Baggethun, E., & Dufrière, M. (2014). How (not) to perform ecosystem service valuations : pricing gorillas in the mist. *Biodiversity and conservation*, 24(1), 187-197. doi: 10.1007/s10531-014-0796-1
- Bommelaer, O. (2011). Monétarisation de la nature : utilité et contraintes. *Ecorev' Revue critique d'écologie politique*, 38. En ligne <http://ecorev.org/spip.php?article1003>
- Bonin, M., & Antona, M. (2012). Généalogie scientifique et mise en politique des services écosystémiques et services environnementaux. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, 12(3). doi: 10.4000/vertigo.13147
- Bonnin, M. (2012). L'émergence des services environnementaux dans le droit international de l'environnement : une terminologie confuse. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, 12(3). doi: 10.4000/vertigo.12889
- Born, C.-H., Dupont, V., & Poncelet, C. (2012). La compensation écologique des dommages causés à la biodiversité : un mal nécessaire ?. *Aménagement-environnement*, 3, 12-40. En ligne <http://dial.uclouvain.be/handle/boreal:138644>
- Boutaud, A. (2007). Croissance, décroissance et soutenabilité. *Ecorev' Revue critique d'écologie politique*, 26. En ligne <http://ecorev.org/spip.php?article576>
- Braat, L. (2012). Ecosystem services - science, policy and practice : Introduction to the journal and the inaugural issue. *Ecosystem Services*, 1(1), 1-3. doi: 10.1016/j.ecoser.2012.07.007
- Braat, L., & De Groot, R. (2012). The ecosystem services agenda : bridging the worlds of natural science and economics, conservation and development, and public and private policy. *Ecosystem Services*, 1(1), 4-15. doi: 10.1016/j.ecoser.2012.07.011
- Business and Biodiversity Offsets Programme. (2015). *Mitigation Hierarchy*. En ligne http://bbop.forest-trends.org/pages/mitigation_hierarchy
- Carisé, J.-P. (2013). De la valeur à la monétarisation de la nature : outils, mesures, méthodes. *Vraiment durable*, 2(4), 55-64. doi: 10.3917/vdur.004.0055
- Centre d'Analyse Stratégique. (2009). *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes : contribution à la décision publique*. En ligne <https://www.cbd.int/doc/case-studies/inc/cs-inc-rapport.biodiversite-fr.pdf>
- Chevassus-au-Louis, B. (2011a). *L'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques : Enjeux, méthodes, usages*. Document non publié, INRA, Paris. En ligne http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/L_evaluation_economique_de_la_biodiversite_et_des_services_ecosystemiques_enjeux_methodes_usages.pdf

- Chevassus-au-Louis, B. (2011b). Le point de vue du rapporteur du CAS sur le coût de la biodiversité. *Ecorev' Revue critique d'écologie politique*, 38. En ligne <http://ecorev.org/spip.php?article1004>
- Colon, M., Mattersdorf, G., & Pavageau, C. (2009). *La place de l'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques dans les processus de décision*. AgroParisTech – ENGREF, Paris. En ligne http://www.iddri.org/Publications/Rapports-and-briefing-papers/0903_Rapport-Engref-Biodiversite.pdf
- Commission européenne. (2011). *The EU Biodiversity Strategy to 2020*. Luxembourg: Publications Office of the European Union. doi: 10.2779/39229
- Commission européenne. (2015). *Rapport de la commission au conseil et au parlement européen : l'état de conservation de la nature dans l'union européenne*. Com(2015) 219 final. En ligne <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:52015DC0219&from=EN>
- Conseil économique pour le développement durable. (2013). *La réparation du préjudice économique*. Synthèse 18. En ligne http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Synthese_no_18_octobre_2013_3.pdf
- Convention on Biological Diversity. (n.d.). *Conference of the Parties (COP)*. En ligne <https://www.cbd.int/cop/>
- Coppens, D. (2012). *Le dommage environnemental et sa réparation à la lumière de la directive 2004/35/CE sur la responsabilité environnementale* (Mémoire de Master). Université Catholique de Louvain, Louvain-la-Neuve.
- Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R., Paruelo, J., Raskin, R., Sutton, P., & van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253-260. En ligne http://www.esd.ornl.gov/benefits_conference/nature_paper.pdf
- Croufer, N. (2009). *La réparation du préjudice écologique par des mesures de remise en état : commentaire de la directive 2004/35 sur la responsabilité environnementale* (Mémoire de Master). Université Catholique de Louvain, Louvain-la-Neuve.
- D'Humières, P. (2013). La RSE, une valeur pour l'espace public. *Vraiment durable*, 2(4), 65-74. doi: 10.3917/vdur.004.0065
- Dartiguepeyrou, C. (2013). Où en sommes-nous de notre conscience écologique ?. *Vraiment durable*, 2(4), 15-28. doi: 10.3917/vdur.004.0015

- de Sadeleer, N. (1993). La conservation de la nature au-delà des espèces et des espaces : l'émergence des concepts écologiques en droit international. In P. Gérard, F. Ost & M. van de Kerchove (dir.), *Images et usages de la nature en droit* (pp. 165-206). Bruxelles: Publications Universitaires de Saint-Louis.
- de Sadeleer, N. (2005). La directive 2004/35/CE relative à la responsabilité environnementale : avancée ou recul pour le droit de l'environnement des états-membres ?. In B. dubuisson & G. Viney (Eds.), *Les responsabilités environnementales* (pp. 731-777). Paris: Bruylant.
- de Sadeleer, N. (2015). *Cours de droit de l'environnement*. Syllabus, Université Catholique de Louvain, Louvain-la-Neuve.
- Delft. (2011). *Examen de l'analyse globale Coûts/Bénéfices de l'aéroport du Grand Ouest : Comparaison avec des améliorations sur Nantes Atlantique*. En ligne <http://alternatives-economiques.fr/blogs/gadrey/files/etudenddl.pdf>
- Delvaux, L. (2011). *La biodiversité, une marchandise comme les autres ?*. En ligne <http://www.cncd.be/La-biodiversite-une-marchandise>
- Demeulenaere, L. (2010). Donner une valeur à l'environnement : la monétarisation, un exercice délicat mais nécessaire. *La revue du CGDD (Commissariat général du développement durable)*, décembre 2010. En ligne <http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/RevueM.pdf>
- Didier, A. (2013). *Le dommage écologique pur en droit international (nouvelle édition)*. Genève: Graduate Institute Publications.
- Diemer, A. (n.d.). *Fondamentaux dans le cadre du développement durable – Module 1 : Economie – Dossier3 Economie des ressources naturelles*. Syllabus, Université Blaise Pascal IUFM Auvergne. En ligne <http://www.oeconomia.net/private/dvlpdurable/adiemer-edd-ue2-moduleeconomie-dossier3-economiedesressourcesnaturelles.pdf>
- Dilet, C. (2014). *Valorisation financière de la biodiversité : Recommandations pour l'outil Biocompta®* (Essai). Université de Sherbrooke, Sherbrooke. En ligne https://www.usherbrooke.ca/environnement/fileadmin/sites/environnement/documents/Essais_2014/Dilet_C__2014-07-13_.pdf
- Directive 2004/35/CE du Parlement européen et du Conseil du 21 avril 2004 sur la responsabilité environnementale en ce qui concerne la prévention et la réparation des dommages environnementaux. (2004). *Journal officiel de l'Union européenne*, 30 avril.
- Dunlap, T. (Ed.). (2008). *DDT, Silent Spring, and the rise of environmentalism*. Seattle: University of Washington Press.

- Edens, B. (2013). *Reconciling theory and practice in environmental accounting*. The Hague: Statistics Netherland.
- Edens, B., & Hein, L. (2013). Towards a consistent approach for ecosystem accounting. *Ecological economics*, 90, 41-52. doi:10.1016/j.ecolecon.2013.03.003
- Edwards, P. J., & Abivardi, C. (1998). The value of biodiversity : where economy and ecology blend. *Biological conservation*, 83(3), 239-246. En ligne <http://www.csun.edu/~sd1229/444/2009/Reading/EdwardsaandAbivardi.pdf>
- Empreinte biodiversité. (n.d.). *Dépendance à la biodiversité*. En ligne <http://www.empreinte-biodiversite.org/biodiversite/dependances-biodiversite/>
- Evea. (2013). *La valorisation économique de l'environnement : problématiques et méthodes*. Rapport pour la Fondation 2019. En ligne http://www.fondation-2019.fr/wp-content/uploads/2013/03/Tour-dhorizon_v1_mars2013.pdf
- FERN. (2014a). *Annual report : April 2013 – March 2014*. Document non publié. En ligne http://www.fern.org/sites/fern.org/files/fernannual2013_internet.pdf
- FERN. (2014b). *Briefing note 3 : La compensation de biodiversité en pratique*. Document non publié. En ligne http://www.fern.org/sites/fern.org/files/Biodiversity3_FR2_0.pdf
- Gadrey, J., & Lalucq, A. (2015). *Faut-il donner un prix à la nature ?*. Paris, France: Les petits matins, Institut Vleben.
- Goffart, P. (2012). La compensation écologique en Wallonie : de la théorie à la pratique. *Aménagement-environnement*, 3, 41-47. En ligne http://www.academia.edu/22033163/La_compensation_%C3%A9cologique_en_Wallonie_de_la_th%C3%A9orie_%C3%A0_la_pratique
- Gómez-Baggethun, E., & Barton, D. N. (2013). Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological Economics*, 86, 235-245. doi: 10.1016/j.ecolecon.2012.08.019
- Gonzalez, G., & Rodriguez-Gallois, F. (n.d.). *Biodiversité et services écosystémiques*. En ligne sur le site internet de l'Institut Supérieur d'Ingénierie et de Gestion de l'Environnement, <http://www.isige.mines-paristech.fr/archives/ressources-naturelles/biodiversite>
- Greenpeace. (2013). *Comments on draft SDSN report “An Action Agenda for Sustainable Development”*. Document non publié.

- GRI. (2015). *G4, lignes directrices pour le reporting développement durable : principes de reporting et éléments d'information*. En ligne <https://www.globalreporting.org/resourcelibrary/French-G4-Part-One.pdf>
- Hadley, D., D'Heroncourt, J., Franzén, F., Kinell, G., Söderqvist, T., Soutukorva, Å., & Brouwer, R. (2011). *Monetary and non monetary methods for ecosystem services valuation – Specification sheet and supporting material*. Norwich: University of East Anglia.
- Haines-Young, R., & Potschin, M. (2009). The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In D. Raffaelli & C. Frid (Eds.), *Ecosystem Ecology : a new synthesis* (pp. 110-139). Cambridge: Cambridge University Press.
- 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. En ligne <http://harribey.u-bordeaux4.fr/travaux/soutenabilite/orstom.pdf>
- Houdet, J. (2008). *Intégrer la biodiversité dans les stratégies des entreprises : le bilan biodiversité des organisations*. Fondation pour la recherche sur la biodiversité. En ligne 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?* (Thèse de Doctorat). AgroParicTech, Paris. En ligne https://tel.archives-ouvertes.fr/pastel-00531612/file/ThA_se_JHoudet_2510.pdf
- Houdet, J., Pavageau, C., Trommetter, M., & Weber, J. (2009). Accounting for changes in biodiversity and ecosystem services from a business perspective : preliminary guidelines towards a biodiversity accountability framework. *Cahier de recherche du Centre National de la Recherche Scientifique*, 44. En ligne <https://halshs.archives-ouvertes.fr/hal-00434450/document>
- IBGE. (2016). *Plan Nature : Plan régional nature 2016-2020 en Région de Bruxelles-Capitale*. En ligne http://www.environnement.brussels/sites/default/files/user_files/prog_2016_0414_naplan_fr.pdf
- Ionescu, C. (2016). *Biodiversité et stratégie des organisations : construire des outils pour gérer des relations multiples et inter-temporelles* (Thèse de Doctorat). Université Grenoble Alpes, Grenoble. En ligne <https://hal.archives-ouvertes.fr/tel-01304135/document>
- Jones, S., & Anderson, M. (2015). Global population set to hit 9.7 billion people by 2050 despite fall in fertility. *The Guardian*. En ligne <http://www.theguardian.com/global-development/2015/jul/29/un-world-population-prospects-the-2015-revision-9-7-billion-2050-fertility>

- Jones-Walters, L., & Mulder, I. (2009). Valuing nature : the economics of biodiversity. *Journal for nature conservation*, 17, 245-247. doi: 10.1016/j.jnc.2009.06.001
- Karakowski, L., & Guriel, N. (2014). *The context of business : understanding the Canadian business environment*. Toronto, Canada: Pearson.
- Karsenty, A., Sembré, T., & Perrot-Maitre, D. (2009). *Paiements pour services environnementaux et pays du Sud : la conservation de la nature rattrapée par le développement ?*. Montpellier, France: INRA, SFER, CIRAD.
- Kill, J. (2014). *Economic valuation of nature : The price to pay for conservation ? A critical exploration*. Document non publié, Rosa Luxemburg Stiftung, Brussels office. En ligne https://www.rosalux.de/fileadmin/rls_uploads/pdfs/sonst_publicationen/Economic-Valuation-of-Nature.pdf
- Kushner, B., Waite, R., Burke, L., & Jungwiwattanaporn, M. (2012). *Influence of Coastal Economic Valuations in the Caribbean – Enabling Conditions and Lessons Learned*. Washington D.C.: World Resources Institute & Marine Ecosystem Services Partnership. En ligne http://www.wri.org/sites/default/files/pdf/influence_coastal_economic_valuations_caribbean_enabling_conditions_lessons_learned.pdf
- Lagarenne, C. (2013). Editorial. *La revue du CGDD (Commissariat général du développement durable)*, 98, 5-6. En ligne http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/E_D98_actes_seminaire_moderation_2012-2.pdf
- Lamarque, P., Quétier, F., & Lavorel, S. (2011). The diversity of the ecosystem services concept and its implications for their assessment and management. *Comptes rendus biologies*, 334, 441-449. doi: 10.1016/j.crv.2010.11.007
- Larousse encyclopédie. (n.d.). *Environnement*. En ligne <http://www.larousse.fr/encyclopedie/divers/environnement/48488>
- Laurans, Y., Pascal, N., Binet, T., Brander, L., Clua, E., David, G., Rojat, D., Seidl, A. (2013b). Economic valuation of ecosystem services from coral reefs in the South Pacific : Taking stock of recent experience. *Journal of Environmental Management*, 116, 135-144. doi: 10.1016/j.jenvman.2012.11.031
- Laurans, Y., Rankovic, A., Billé, R., Pirard, R., & Mermet, L. (2013a). Use of ecosystem services economic valuation for decision making : Questioning a literature blindspot. *Journal of Environmental Management*, 119, 208-219. doi: 10.1016/j.jenvman.2013.01.008
- Laurant, E., & Le Cacheux, J. (2015). *Economie de l'environnement et économie écologique : les nouveaux chemins de la prospérité*. Paris: Armand Colin.

- Laurila-Panta, M., Lehtikoinen, A., Uusitalo, L., & Venesjärvi, R. (2015). How to value biodiversity in environmental management ?. *Ecological indicators*, 55, 1-11. doi: 10.1016/j.ecolind.2015.02.034
- Liekens, I., Broekx, S., Smeets, N., Staes, J., Van Der Biest, K., Schaafsma, M., De Nocker, L., Meire, P., & Cerulus, T. (2013a). The ecosystem services valuation tool and its future developments. In S. Jacobs, N. Dendoncker & H. Keune (Eds.), *Ecosystem services : global issues, local practices* (pp. 249-262). USA: Elsevier
- Liekens, I., De Nocker, L., Broekx, S., Aertsens, J., & Markandya, A. (2013b). Ecosystem services and their monetary value. In S. Jacobs, N. Dendoncker & H. Keune (Eds.), *Ecosystem services : global issues, local practices* (pp. 13-28). USA: Elsevier.
- Maes, J., Egoh, B., Willemina, L., Liquestea, C., Vihervaara, P., Schägnera, J. P., Grizzetti, B., Drakoua, E. G., La Nottea, A., Zuliana, G., Bouraouia, F., Paracchinia, M. L., Braatd, L., & Bidoglio, G. (2012). Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. *Ecosystem Services*, 1(1), 31-39. doi: 10.1016/j.ecoser.2012.06.004
- Malleret, V. (2009). Peut-on gérer le couple coûts-valeurs ?. *Comptabilité - Contrôle – Audit*, 1(15), 7-34. doi: 10.3917/cca.151.0007
- Maris, V. (2011). De la nature aux services écosystémiques – une commodification de la biodiversité. *Ecorev' Revue critique d'écologie politique*, 38. En ligne <http://ecorev.org/spip.php?article1002>
- Maris, V., & Révère, J.-P. (2009). Les limites de l'évaluation économique de la biodiversité. *Les ateliers de l'éthique*, 4(1), 52-66. En ligne <https://papyrus.bib.umontreal.ca/xmlui/handle/1866/3058>
- Massicotte, E. (2012). *Evaluation de la valeur économique des biens et services écologiques : démarche, méthodes et exemple du lac Brompton* (Essai). Université de Sherbrooke, Sherbrooke. En ligne https://www.usherbrooke.ca/environnement/fileadmin/sites/environnement/documents/Essais2012/Massicotte_ME__15-02-2012_.pdf
- Maurel, F. (2011). *Peut-on évaluer la biodiversité ?*. Document non publié. En ligne http://www.touteconomie.org/jeco/159_454.pdf
- Méral, P. (2016). Les racines économiques de la notion de services écosystémiques. In P. Méral & D. Pesche, *Les services écosystémiques : repenser les relations natures et sociétés* (pp. 75-100). Paris: Editions Quae.

- Mermet, L., Laurans, Y., & Leménager, T. (2014). *Tools for what trade? Analysing the utilisation of economics instruments and valuations in biodiversity management*. En ligne <http://www.afd.fr/webdav/site/afd/shared/PUBLICATIONS/RECHERCHE/Scientifiques/A-savoir/25-VA-A-Savoir.pdf>
- Milanesi, J. (2008). La nature mise à prix. *L'économie politique*, 2(38), 107-112. doi: 10.3917/leco.038.0107
- Milanesi, J. (2010). Éthique et évaluation monétaire de l'environnement : la nature est-elle soluble dans l'utilité ? *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, 10(2), 1-17. doi: 10.4000/vertigo.10050
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005a). *Ecosystems and human well-being : Biodiversity synthesis*. Washington, DC: World Resources Institute. En ligne <http://www.millenniumassessment.org/documents/document.354.aspx.pdf>
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005b). *Rapport de synthèse version française*. Washington, DC: World Resources Institute. En ligne <http://www.millenniumassessment.org/documents/document.447.aspx.pdf>
- Myers, J. P., & Reichert, J. S. (1997). Perspectives on nature's services. In G. C. Daily (Ed.), *Nature's Services. Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Washington, DC: Island Press.
- Nahlik, A. M., Kentula, M. E., Fennessy, M. S., & Landers, D. H. (2012). Where is the consensus ? A proposed foundation for moving ecosystem service concepts into practice. *Ecological economics*, 77, 27-35. doi: 10.1016/j.ecolecon.2012.01.001
- Natureparif. (2013). *La monétarisation de la biodiversité – des avantages et des limites de cette approche*. En ligne <http://www.natureparif.fr/218-nos-manifestations/expositions/237-2-la-monetarisation-de-la-biodiversite-des-avantages-et-des-limites-de-cette-approche>
- Nunes, P., & van den Bergh, J. (2001). Economic valuation of biodiversity : sense or nonsense ? *Ecological economics*, 39, 203-222. En ligne http://gul.gu.se/public/pp/public_courses/course48197/published/1329401697388/resourceId/18831638/content/103%20Nunes%20Bergh%20Valuation%20Biodiversity%202001.pdf
- OCDE. (2002). *Manuel d'évaluation de la biodiversité : guide à l'intention des décideurs*. Paris: Les éditions de l'OCDE.
- OCDE. (2009). *Ressources naturelles et croissance pro-pauvres : Enjeux économiques et politiques*. Paris: Les éditions de l'OCDE.
- OCDE. (2015). *Statistiques des recettes publiques : 1964 – 2014*. Paris: Les éditions de l'OCDE.

- Office québécois de la langue française. (2003). *Fiche terminologique : Nature*. En ligne http://gdt.oqlf.gouv.qc.ca/ficheOqlf.aspx?Id_Fiche=8395706
- Organisation des Nations Unies. (1992). *Convention sur la diversité biologique*. En ligne <https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-fr.pdf>
- Organisation des Nations Unies. (2013a). *System of Environmental-Economic Accounting 2012 : Experimental Ecosystem Accounting, White cover publication*. En ligne http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/eea_white_cover.pdf
- Organisation des Nations Unies. (2013b). *Système de comptabilité nationale 2008*. En ligne <http://unstats.un.org/unsd/nationalaccount/docs/SNA2008FR.pdf>
- Organisation des Nations Unies. (2015). *Convention-cadre sur les changements climatiques : adoption de l'accord de Paris*. En ligne <http://unfccc.int/resource/docs/2015/cop21/fre/109r01f.pdf>
- Parlement européen. (2016). *Politique environnementale : principes généraux et cadre de base*. En ligne http://www.europarl.europa.eu/ftu/pdf/fr/FTU_5.4.1.pdf
- Pascal, N. (2013). Un retour d'expériences sur 5 exercices d'évaluation économique des récifs coralliens et leurs impacts dans la décision publique. *La revue du CGDD (Commissariat général du développement durable)*, 98, 13-15. En ligne http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/E_D98_actes_seminaire_monet_arisation_2012-2.pdf
- Pasquier, J.-L. (n.d.). *La comptabilité environnementale au niveau national*. En ligne sur le site de l'encyclopédie du développement durable, <http://encyclopedie-dd.org/encyclopedie/economie/la-comptabilite-environnementale.html>
- Pearce, D., Atkinson, G., & Mourato, S. (2006). *Analyse coûts-bénéfices et environnement – Développements récents*. Paris: OCDE. En ligne <http://tbauler.pbworks.com/f/OECD-Pearce+et+al-2006.pdf>
- Pelenc, J., & Ballet, J. (2015). Strong sustainability, critical natural capital and the capability approach. *Ecological economics*, 112, 36-44. doi: 10.1016/j.ecolecon.2015.02.006
- Point, P. (1998). La place de l'évaluation des biens environnementaux dans la décision publique. *Revue de l'Institut d'Economie Publique*, 1, 13-45. En ligne <https://economiepublique.revues.org/2141?file=1>
- Programme CO₂ Solidaire. (n.d.). *Les causes des changements climatiques*. Document non publié, Aubagne, France.

- Prokofieva, I., Wunder, S., & Vidale, E. (2012). Les paiements pour les services environnementaux : une opportunité pour les forêts méditerranéenne ?. *EFI Policy Brief*, 7. En ligne http://www.efi.int/files/attachments/publications/efi_policy_brief_7_fra_net.pdf
- Puydarrieux, P. (2013). Des valeurs et des évaluations : pour quels objectifs ?. *La revue du CGDD (Commissariat général du développement durable)*, 98, 16-20. En ligne http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/E_D98_actes_seminaire_monetarisation_2012-2.pdf
- Rambaud, A., & Roy, L. (2011). Comment valoriser la biodiversité : de l'insuffisance des méthodes actuelles aux réponses proposées par l'Écologie Politique. *Ecorev' Revue critique d'écologie politique*, 38. En ligne <http://ecorev.org/spip.php?article1016>
- Randall, A. (1988). What mainstream economists have to say about the value of biodiversity. In E. O. Wilson & F. M. Peter (Eds.), *Biodiversity* (pp. 217-223). Washington, DC: National Academies Press.
- Rankovic, A., & Billé, R. (2013). Les utilisations de l'évaluation économique des services écosystémiques : un état des lieux. *La revue du CGDD (Commissariat général du développement durable)*, 98, 8-12. En ligne http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/E_D98_actes_seminaire_monetarisation_2012-2.pdf
- Rankovic, A., Mermet, L., Billé, R., Pirard, R., & Laurans, Y. (2011). A quoi servent les évaluations économiques de la biodiversité ?. *Ecorev' Revue critique d'écologie politique*, 38. En ligne <http://ecorev.org/spip.php?article1009>
- Raquez, P. (2013). *Dossier scientifique sur les services rendus par les écosystèmes en Wallonie, en vue de la préparation du rapport analytique 2012-2013 sur l'état de l'environnement wallon* (sous la supervision scientifique du Professeur Nicolas Dendoncker). Document non publié, Université de Namur, Namur.
- Rivière, G. (2013). Valeurs de la biodiversité, prix de la nature. *Vraiment durable*, 2(4), 29-45. doi: 10.3917/vdur.004.0029
- Richard, J. (2009). *Comptabilités environnementales*. Document non publié.
- Richardson, L., Loomis, J., Kroeger, T., & Casey, F. (2015). The role of benefit transfer in ecosystem service valuation. *Ecological economics*, 115, 51-58. doi: 10.1016/j.ecolecon.2014.02.018

- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, A., Chapin, F. S., Lambin, E., Lenton, T. M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H., Nykvist, B., De Wit, C. A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P. K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R. W., Fabry, V. J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P., & Foley, J. (2009). A safe operating space for humanity. *Nature*, *461*, 473-475. En ligne http://pubs.giss.nasa.gov/docs/2009/2009_Rockstrom_etal_1.pdf
- Roy, B., & Damart, S. (2002). L'analyse Coûts-Avantages, outil de concertation et de légitimation ?. *Metropolis*, *108/109*, 7-16. En ligne http://olegk.free.fr/metro/108_109/PDF108/02Roy.pdf
- Sainteny, G. (2015). *On accorde trop d'attention au climat par rapport aux autres questions environnementales*. En ligne <http://www.reporterre.net/On-accorde-trop-d-attention-au-climat-par-rapport-aux-autres-questions>
- Salles, J.-M. (2010a). Evaluer la biodiversité et les services écosystémiques : pourquoi, comment et avec quels résultats ?. *Natures Sciences Sociétés*, *18*, 414-423. doi: 10.1051/nss/2011005
- Salles, J.-M. (2010b). *Approches économiques de la biodiversité : clarifier les enjeux et les limites*. En ligne <http://www.actu-environnement.com/ae/news/jean-michel-salles-approches-economiques-biodiversite-10935.php4>
- Salles, J.-M. (2010c). Évaluer la biodiversité et les services écosystémiques : pour quoi faire ?. *Document de recherche*, *17*. En ligne <http://www.gwp.org/Global/ToolBox/References/%C3%89valuer%20la%20biodiversit%C3%A9%20et%20les%20services%20%C3%A9cosyst%C3%A9miques.pdf>
- Salles, J.-M. (2011). Valuing biodiversity and ecosystem services : why put economic values on Nature ?. *Comptes rendus biologiques*, *334*, 469-482. doi: 10.1016/j.crv.2011.03.008
- Science communication unit. (2015). *Ecosystem Services and the Environment (In-depth Report 11 produced for the European Commission Unit)*. Bristol: UWE. doi: 10.2779/162593
- Schaeffer, Y. (2014). *La monétarisation de l'environnement face à l'idéal démocratique : une synthèse des critiques issues de l'économie écologique*. Communication présentée aux 8^{ème} journées de recherche en sciences sociales, Grenoble. En ligne http://www.sfer.sso.fr/index.php/sfer_asso/journees_de_recherches_en_sciences_sociales/8es_jrss_2014_grenoble/actes_des_8es_jrss
- TEEB. (2008). *L'économie des écosystèmes et de la biodiversité, rapport d'étape*. En ligne http://doc.teebweb.org/wp-content/uploads/Study%20and%20Reports/Additional%20Reports/Interim%20report/TEEB%20Interim%20Report_French.pdf

- TEEB. (2010a). *L'Economie des écosystèmes et de la biodiversité : Intégration de l'Economie de la nature. Une synthèse de l'approche, des conclusions et des recommandations de la TEEB*. En ligne <http://www.teebweb.org/our-publications/teeb-study-reports/synthesis-report/>
- TEEB. (2010b). *Economie des écosystèmes et de la biodiversité : Rapport pour les entreprises – Résumé 2010*. En ligne http://doc.teebweb.org/wp-content/uploads/Study%20and%20Reports/Reports/Business%20and%20Enterprise/Executive%20Summary/Business%20Executive%20Summary_French.pdf
- TEEB. (2010c). *The economics of ecosystems and biodiversity : TEEB for business*. En ligne <http://www.teebweb.org/media/2012/01/TEEB-For-Business.pdf>
- Ten Brink, P., Monkhouse, C., & Richartz, S. (2002). *Promoting the socio-economic benefits of Natura 2000*. Background report for the European Conference on Promoting the Socio-Economic Benefits of Natura 2000, Brussels. En ligne <http://assets.panda.org/downloads/natura2000socioeconomicbenefitscolour.pdf>
- Ten Kate, K., Bishop, J., & Bayon, R. (2004). *Biodiversity offsets : Views, experience, and the business case*. Gland, Suisse et Cambridge, Royaume-Uni: UICN. En ligne <https://cmsdata.iucn.org/downloads/bdoffsets.pdf>
- Thiaw, I., & Munang, R. (2012). RIO+20 outcomes recognize the value of biodiversity and ecosystems : Implications for global, regional and national policy. *Ecosystem Services*, 1(1), 121-122. doi: 10.1016/j.ecoser.2012.07.013
- Thunis, X. (2016). *Domage moral des associations environnementales : l'euro symbolique ne suffit pas toujours*. En ligne <http://www.justice-en-ligne.be/article844.html>
- Touzard, H. (2006). Consultation, concertation, négociation. Une courte note théorique. *Négociations*, 1 (5), 67-74. doi: 10.3917/neg.005.0067.
- Tutenuit, C., & Stehlin, C. (2009). Combien valent les escargots, lorsqu'ils ne sont pas de Bourgogne ? La biodiversité : quelles valeurs ? Et pour quelles décisions ?. *Responsabilité et environnement*, 54, 23-29. En ligne <http://www.annales.org/re/2009/re54/Tutenuit.pdf>
- Tyteca, D. (2015). *Faut-il monétariser la nature pour pouvoir la conserver ? : Document introductif du workshop*. Document non publié, Université Catholique de Louvain, Louvain-la-Neuve.

- UICN. (2012). *Catégories et critères de la liste rouge de l'uicn* (2è éd.). Gland, Suisse et Cambridge, Royaume-Uni: UICN. En ligne http://www.uicn.fr/IMG/pdf/UICN_2012_Categories_et_criteres_Liste_rouge.pdf
- UICN. (2016). *La Liste Rouge mondiale des espèces menacées*. En ligne <http://www.uicn.fr/la-liste-rouge-des-especes.html>
- Union européenne. (2010). *Biens et services écosystémiques*. En ligne http://ec.europa.eu/environment/pubs/pdf/factsheets/Eco-systems%20goods%20and%20Services/Ecosystem_FR.pdf
- Unmüßig, B. (2014). *On the value of nature : The merits and perils of a new economy of nature*. Berlin: Heinrich-Böll-Stiftung.
- Vanoli, A. (2014). Vers un enrichissement des comptes de la Nation par la valorisation de l'évolution de l'état des actifs naturels. *La revue du CGDD (Commissariat général du développement durable)*, 116, 6-9. En ligne <http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/ED116.pdf>
- Vanston, N. (2001). The acceptable face of globalization. *Organisation for Economic Cooperation and Development. The OECD Observer*, (228), 9-11. En ligne <http://search.proquest.com/docview/217453721?accountid=12156>
- Vatin, F. (2009). Introduction : évaluer et valoriser. In F. Vatin (dir.), *Évaluer et valoriser : une sociologie économique de la mesure* (pp. 13-22). Toulouse : Presses Universitaires du Mirail.
- Vivien, F.-D. (2007). Economie de l'environnement ou économie écologique ?. *Responsabilité et environnement*, 48, 37-43. En ligne <http://www.anales.org/re/2007/re48/vivien.pdf>
- Weber, J.-L. (2014). Comptes écosystémiques du capital naturel : une trousse de démarrage rapide. *Cahier technique CDB*, 77, Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique. En ligne <https://www.cbd.int/doc/publications/cbd-ts-77-fr.pdf>
- Wissel, S., & Wätzold, F. (2010). A conceptual analysis of the application of tradable permits to biodiversity conservation. *Conservation biology*, 24(2), 404-411. doi: 10.1111/j. 1523-1739.2009.01444.x
- World Bank. (2015). *Le monde connaît aujourd'hui une évolution majeure de sa démographie et ses importantes répercussions sur la migration, la pauvreté et le développement : Rapport BM / FMI*. En ligne <http://www.banquemondiale.org/fr/news/press-release/2015/10/07/world-undergoing-major-population-shift-with-far-reaching-implications-for-migration-poverty-development-wbimf-report>

World Business Council for Sustainable Development. (2011). *Guide to corporate ecosystem valuation : a framework for improving corporate decision-making*. En ligne <http://www.wbcsd.org/pages/adm/download.aspx?id=253&objectypeid=7>

World Business Council for Sustainable Development. (2013). *Eco4Biz : Ecosystem services and biodiversity tools to support business decision-making*. En ligne <http://www.wbcsd.org/eco4biz2013.aspx>

World Resources Institute. (2009). *Evaluation des services rendus par les écosystèmes aux entreprises : Guide Pratique pour l'identification des risques et opportunités issus de l'évolution des écosystèmes*. En ligne http://pdf.wri.org/corporate_ecosystem_services_review_fr.pdf

WWF. (2014). *Living Planet Report 2014*. En ligne http://wwf.panda.org/about_our_earth/all_publications/living_planet_report/living_planet_index2/

